

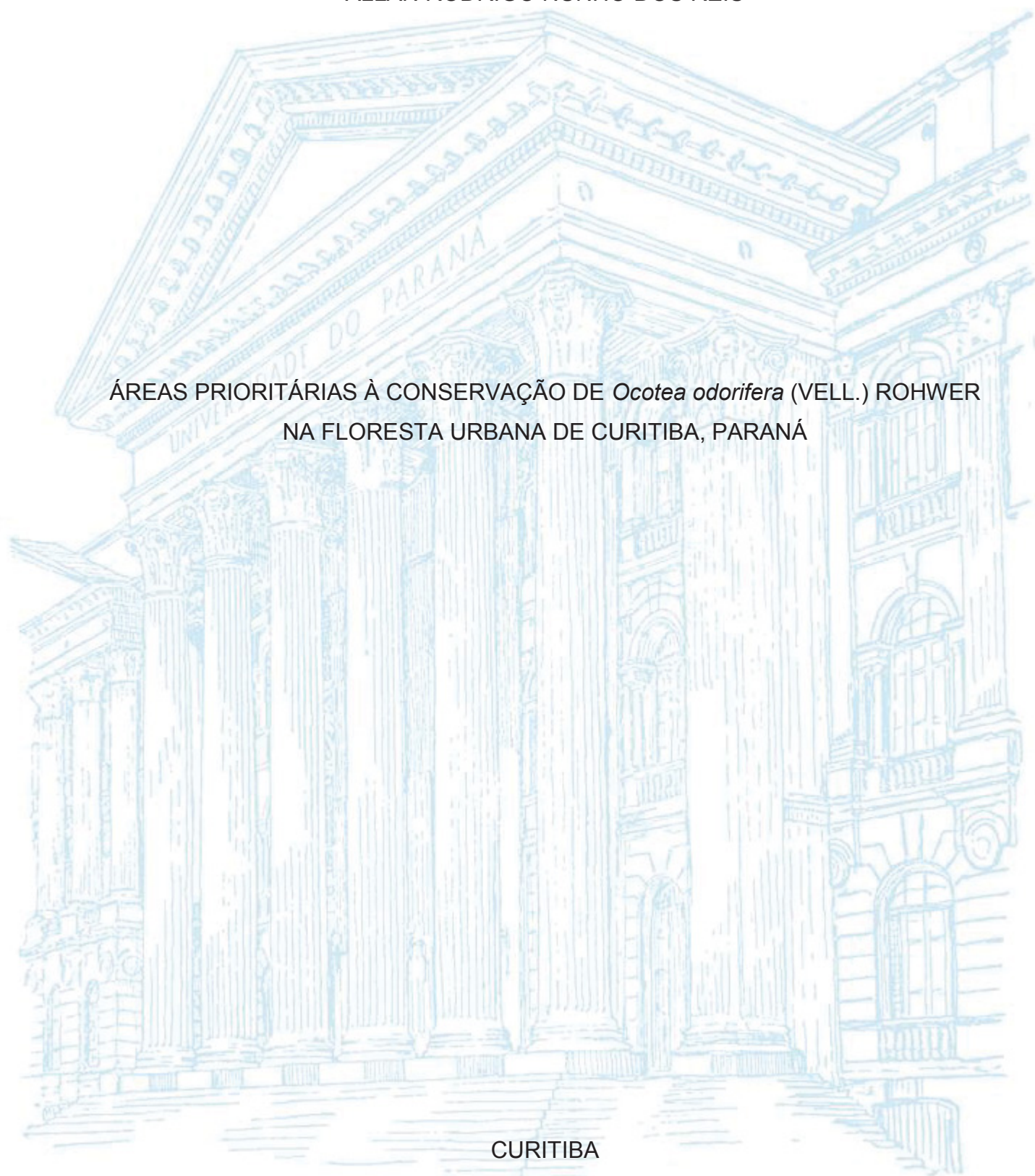
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ALLAN RODRIGO NUNHO DOS REIS

ÁREAS PRIORITÁRIAS À CONSERVAÇÃO DE *Ocotea odorifera* (VELL.) ROHWER
NA FLORESTA URBANA DE CURITIBA, PARANÁ

CURITIBA

2019



ALLAN RODRIGO NUNHO DOS REIS

ÁREAS PRIORITÁRIAS À CONSERVAÇÃO DE *Ocotea odorifera* (VELL.) ROHWER
NA FLORESTA URBANA DE CURITIBA, PARANÁ

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Florestal.

Orientadora: Prof^a Dr^a Daniela Biondi

Coorientadoras: Dr^a Gisley Paula Vidolin
Prof^a Dr^a Mayssa Mascarenhas
Grise Monteiro

CURITIBA

2019

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Reis Allan Rodrigo Nunho dos

Áreas prioritárias à conservação de *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer
na floresta urbana de Curitiba, Paraná / Allan Rodrigo Nunho dos Reis. –
Curitiba, 2019.
106 f. : il.

Orientadora: Profa. Dra. Daniela Biondi Batista

Coorientadoras: Dra. Gisley Paula Vidolin

Profa. Dra. Mayssa Mascarenhas Grise Monteiro

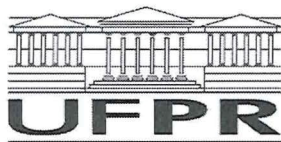
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de
Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal.
Defesa: Curitiba, 14/02/2019.

Área de concentração: Conservação da Natureza.

1. Florestas urbanas - Curitiba (PR). 2. Áreas protegidas - Curitiba
(PR). 3. *Ocotea odorifera* - Conservação. 4. Paisagens fragmentadas -
Curitiba (PR) - Medição. 5. Teses. I. Batista, Daniela Biondi. II. Vidolin,
Gisley Paula. III. Monteiro, Mayssa Mascarenhas Grise. IV. Universidade
Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.27(816.2)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
FLORESTAL - 40001016015P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **ALLAN RODRIGO NUNHO DOS REIS** intitulada: **ÁREAS PRIORITÁRIAS À CONSERVAÇÃO DE *Ocotea odorifera* (VELL.) ROHWER NA FLORESTA URBANA DE CURITIBA, PARANÁ**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 14 de Fevereiro de 2019.

DANIELA BIONDI BATISTA

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

ANGELINE MARTINI

Avaliador Externo (UFV)

EVERALDO MARQUES DE LIMA NETO

Avaliador Externo (UFRPE)



*A todos aqueles que acreditam na luz do
conhecimento sobre a escuridão da ignorância.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha mãe Andreia, por ser um exemplo de fé e pelo incentivo a minha formação, mesmo em meio a tantas dificuldades.

A minha orientadora, professora Daniela Biondi, por ter acreditado e incentivado o desenvolvimento deste trabalho.

As minhas co-orientadoras, Gisley Paula Vidolin e Mayssa Mascarenhas Grise Monteiro, pelo comprometimento em me auxiliar e por todo o apoio na elaboração desta pesquisa.

Ao professor Antônio Carlos Batista, pelas sugestões na dissertação.

À Universidade Federal do Paraná e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da instituição.

Aos amigos do Laboratório de Paisagismo pela colaboração com este e outros trabalhos durante o período de mestrado e pelos momentos de descontração: Andréa, Bruna Bomm, Dâmaris, Eduarda, Jefferson, Jennifer, Juliane, Maísa, Severo, Tamara e Tatiane.

Aos amigos dos laboratórios vizinhos, pela companhia e apoio: Andressa, Bárbara, Franciane, Gonzalo, João, Mariana, Marina, Raphael, Rudolfo, Tiago e Veruza.

À Bruna Kovalsyki e ao Kelvin William de Souza Siqueira, pelo auxílio cartográfico.

Aos funcionários da Prefeitura Municipal de Curitiba, pelo fornecimento de informações quanto à ocorrência de *O. odorifera* no município: Jaime, Marcelo, Roberto, Sacha e Walquiria.

Ao professor Roman Carlos Rios, pelo fornecimento de informações de localização da espécie.

Aos proprietários de RPPNs de Curitiba que contribuíram com informações quanto à presença de *O. odorifera* em suas reservas. Em especial, ao senhor Osvaldo e à Terezinha, por terem permitido a coleta de dados em suas propriedades.

À engenheira florestal Luciana Leal, pelo fornecimento de dados meteorológicos coletados em sua tese.

À CAPES, pelo auxílio financeiro.

A todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

Muito obrigado!

*"Eu sou um filho da floresta...
Nenhum telhado cobre o local onde nasci, carvalhos e folhas sombreiam sua solidão
e a grama cresce em cima dele.
A primeira música que ouvi foi dos pássaros da floresta, os meus primeiros
ambientes foram árvores.
Assim, meu nascimento determinou a minha vocação".*

Heinrich von Cotta (1763-1844)

RESUMO

A urbanização ocasiona modificações nas características da paisagem, promovendo inúmeros prejuízos aos ambientes naturais e aos processos ecológicos. No entanto, estudos têm comprovado o papel dos fragmentos florestais urbanos para a amenização dos efeitos causados pela ocupação humana. A cidade de Curitiba abriga algumas das espécies vegetais mais ameaçadas do bioma Mata Atlântica, dentre as quais, destaca-se *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer, uma das espécies características da Floresta Ombrófila Mista, onde está inserido o município. Visando verificar a distribuição da espécie e a sua adequação ambiental na área de estudo, foi elaborado um modelo de distribuição potencial, utilizando o algoritmo *Maxent*[®]. Para a elaboração do modelo, foram utilizados pontos de ocorrência confirmada da espécie no município e 13 variáveis ambientais. As variáveis mais relevantes ao modelo foram verificadas pelo teste de *Jackknife* e a estimativa da acurácia por meio da Área Sob a Curva (AUC). O mapa gerado a partir da modelagem foi sobreposto ao de áreas verdes protegidas selecionadas de Curitiba. O mapa contendo a delimitação das áreas protegidas foi reclassificado em Alta, Média e Baixa adequação ambiental para a espécie. Foi recortada a área com as maiores probabilidades de ocorrência potencial para avaliar a influência da estrutura da paisagem sobre a distribuição da espécie. Calculou-se a área ocupada pelas classes de probabilidade de ocorrência dentro de cada área protegida. Foram calculadas as métricas de paisagem AREA (área), SHAPE (forma) e ENN (isolamento), no *software* Fragstats[®]. A definição dos fragmentos de habitat prioritários à conservação de *O. odorifera* foi obtida pelo Índice de Prioridade de Conservação Florestal (IPCF), com base na modelagem de distribuição potencial de *O. odorifera* e nas métricas de paisagem. Os valores dos índices para cada área protegida foram agrupados em três classes e foi elaborado um *ranking* para classificar as melhores áreas de conservação. Foram localizados 12 indivíduos da espécie em sete áreas verdes protegidas. A região centro-norte de Curitiba apresenta maior probabilidade de ocorrência de *O. odorifera*. Os valores de AUC foram de 0,963 (*Training data*) e 1 (*Test data*). A pedologia foi a variável ambiental mais relevante para o modelo, contribuindo com 48,9% da resposta, isto foi observado também quando utilizado isoladamente, seguido pela variável altitude. A área potencialmente ocupada por *O. odorifera* em Curitiba é de 5.132,4 ha (11,8% da área total do município), sendo que 31 áreas protegidas apresentam adequação Alta ou Média para a espécie. A área de adequação alta possui a maior proporção dentro de áreas protegidas, sendo que 2,063% de sua cobertura total está inserida nessas áreas. Apenas 0,028% das áreas de adequação Média, estão contidas em área protegidas. A Reserva Particular do Patrimônio Natural Municipal (RPPNM) Alfred Willer é a melhor área protegida para a conservação de *O. odorifera* em Curitiba. Embora os fragmentos florestais remanescentes contenham características ambientais alteradas, Curitiba apresenta condições ambientais relevantes à conservação de *O. odorifera*. As informações adquiridas podem auxiliar no planejamento da conservação da espécie.

Palavras-chave: canela-sassafrás. Distribuição potencial de espécies. Fragmentos florestais urbanos. *Maxent*. Métricas de paisagem.

ABSTRACT

Urbanization causes changes in landscape characteristics, provoking numerous damages to natural environments and ecological processes. However, studies have verified the role of urban forest fragments in mitigating the effects of human occupation. The city of Curitiba comprises a few endangered plant species, such as *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer, which is highlighted due to its classification as an indicator for Mixed Ombrophilous Forest presence. In order to verify the species distribution and its environmental suitability in the study area, a potential distribution model was elaborated by Maxent[®] algorithm. For this, confirmed geographical points of *O. odorifera*'s presence in the municipality and 13 environmental variables were used. The most relevant variables to the model were verified by Jackknife test and the accuracy was estimated by the Area Under the Curve (AUC). Also, the map generated from the modeling was projected over selected protected green areas of Curitiba. The map containing the delimitation of protected areas was reclassified as High, Medium and Low environmental suitability for the species. The areas with the highest probabilities of potential occurrence were selected to evaluate the influence of landscape structure on the species distribution. Then, were calculated the area occupied within each protected area by classes of occurrence probability. Using the Fragstats[®] software, the following landscape metrics were calculated: AREA (area), SHAPE (shape) and ENN (isolation). The definition of priority habitat fragments for the conservation of *O. odorifera* was obtained by the Forest Conservation Priority Index (FCPI), according to their potential distribution model and their landscape metrics. The index values for each protected area were grouped into three classes and a ranking was elaborated to classify the best conservation areas. 12 individuals of the georeferenced species were located in seven protected green areas. The north-central region of Curitiba presents the highest probability of *O. odorifera* occurrence. The AUC values were 0.963 (Training data) and 1 (Test data). The most relevant environmental variable to the model was pedology, contributing with 48.9% of the response. The Jackknife test also indicated that pedology was the most relevant variable to the model when used alone, followed by the altitude one. The area potentially occupied by *O. odorifera* in Curitiba is 5,132.4 ha (11.8% of the municipality total area), where 31 protected areas present high or medium suitability for the species. The high suitability area presents the greatest proportion within protected areas, with 2.063% of its total coverage being included in these areas. Only 0.028% and 0.027% of the areas of medium and low suitability are contained in protected areas, respectively. The "Reserva Particular do Patrimônio Natural Municipal" (RPPNM) called Alfred Willer is the best-protected area for the conservation of *O. odorifera* in Curitiba. Although the remaining forest fragments contain altered environmental characteristics, Curitiba presents relevant environmental conditions to the conservation of *O. odorifera*. The information acquired may contribute to the conservation planning of the species.

Keywords: canela-sassafrás. Species potential distribution. Urban forests fragments. Maxent. Landscape metrics.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - CATEGORIAS UTILIZADAS PELA LISTA VERMELHA DE ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO DA UNIÃO INTERNACIONAL PARA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (UICN).....	23
FIGURA 2 - LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE CURITIBA NO ESTADO DO PARANÁ E DIVISÃO ADMINISTRATIVA DA CIDADE.....	32
FIGURA 3 - FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DE ELABORAÇÃO DO ESTUDO.....	35
FIGURA 4 - ÁREAS VERDES PROTEGIDAS SELECIONADAS DA CIDADE DE CURITIBA, PARANÁ.....	42
FIGURA 5 - INDIVÍDUO ADULTO (A) E JOVEM (B) DE <i>O. odorifera</i> REGISTRADOS EM ÁREAS VERDES PROTEGIDAS SELECIONADAS DE CURITIBA, PARANÁ.....	50
FIGURA 6 - COBERTURA VEGETAL EM ÁREAS VERDES PROTEGIDAS SELECIONADAS DE CURITIBA, PARANÁ COM A PRESENÇA DE INDIVÍDUOS DE <i>O. odorifera</i>	51
FIGURA 7 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS PARA AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS UTILIZADAS PARA A MODELAGEM.....	53
FIGURA 8 - OCORRÊNCIA POTENCIAL DE <i>O. odorifera</i> NO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ.....	55
FIGURA 9 - RECORTE DA OCORRÊNCIA POTENCIAL DA ESPÉCIE, EVIDENCIANDO A PORÇÃO CENTRO-NORTE DO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ.....	56
FIGURA 10 - ÁREA SOB A CURVA (AUC) PARA A ESPÉCIE <i>O. odorifera</i> EM CURITIBA, PARANÁ.....	57
FIGURA 11 - TESTE <i>JACKKNIFE</i> INDICANDO A IMPORTÂNCIA DE DIFERENTES VARIÁVEIS AJUSTADAS AO MODELO.....	60
FIGURA 12 - RECLASSIFICAÇÃO DE ADEQUAÇÃO AMBIENTAL PARA <i>O. odorifera</i> NO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ.....	63
FIGURA 13 - CLASSES DE ADEQUAÇÃO AMBIENTAL PARA <i>O. odorifera</i> NA PORÇÃO CENTRO-NORTE DE CURITIBA, PARANÁ.....	64
FIGURA 14 - ÁREAS VERDES PROTEGIDAS PRIORITÁRIAS À CONSERVAÇÃO DE <i>O. odorifera</i> EM CURITIBA, PARANÁ.....	81

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - EXEMPLOS DE ABORDAGENS DA MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ESPÉCIES (MDPE).....	28
QUADRO 2 - VARIÁVEIS ABIÓTICAS UTILIZADAS PARA A ELABORAÇÃO DO MODELO DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE <i>O. odorifera</i>	39
QUADRO 3 - ÍNDICE DE PRIORIDADE DE CONSERVAÇÃO PARA CADA ÁREA VERDE PROTEGIDA RELEVANTE À CONSERVAÇÃO DE <i>O. odorifera</i> EM CURITIBA, PARANÁ.....	83

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE OCORRÊNCIA DE <i>O. odorifera</i> COLETADOS EM CURITIBA, PARANÁ.....	49
TABELA 2 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DE CADA VARIÁVEL ABIÓTICA UTILIZADA PARA A MODELAGEM.....	59
TABELA 3 - CLASSES DE ADEQUAÇÃO AMBIENTAL PARA <i>O. odorifera</i> NO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ.....	62
TABELA 4 - ÁREAS DE ADEQUAÇÃO AMBIENTAL DE <i>O. odorifera</i> EM CADA FRAGMENTOS PROTEGIDO PRESENTE NA REGIÃO CENTRO-NORTE DE CURITIBA, PARANÁ	65
TABELA 5 - CLASSES DE ADEQUAÇÃO AMBIENTAL PARA <i>O. odorifera</i> NA REGIÃO CENTRO-NORTE DO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ.....	66
TABELA 6 - CLASSES DE PRIORIDADE DE CONSERVAÇÃO DE <i>O. odorifera</i> NA FLORESTA URBANA DE CURITIBA, PARANÁ.....	77
TABELA 7 - <i>RANKING</i> DAS ÁREAS PROTEGIDAS PRIORITÁRIAS À CONSERVAÇÃO DE <i>O. odorifera</i> NA FLORESTA URBANA DE CURITIBA, PARANÁ.....	78

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
1.1 OBJETIVOS	13
1.1.1 Objetivo geral	13
1.1.2 Objetivos específicos	14
1.2 JUSTIFICATIVA	14
2 REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 ECOLOGIA DA PAISAGEM	16
2.1.1 Fragmentação da paisagem	17
2.1.2 A Floresta na paisagem urbana	18
2.1.3 Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais urbanos	20
2.2 CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO	22
2.2.1 Canela-sassafrás – <i>Ocotea odorifera</i>	24
2.2.1.1 Ameaças à espécie	25
2.3 MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ESPÉCIES (MDPE)	27
2.3.1 Aplicações da MDPE na conservação de espécies ameaçadas de extinção	29
2.4 PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE	30
3 MATERIAL E MÉTODOS	32
3.1 ÁREA DE ESTUDO	32
3.1.1 Caracterização do meio físico	33
3.1.2 Caracterização climática	33
3.1.3 Caracterização fitogeográfica	34
3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	35
3.2.1 Coleta dos dados de ocorrência	36
3.2.2 Procedimentos de modelagem	37
3.2.4 Avaliação do desempenho do modelo	40
3.2.5 Análise espacial das áreas verdes protegidas	41
3.2.6 Métricas de paisagem	44
3.2.7 Definição das áreas prioritárias à conservação de <i>O. odorifera</i>	46
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
4.1 PONTOS DE OCORRÊNCIA CONFIRMADA DA ESPÉCIE	49
4.2 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS	52
4.3 MODELO DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL	54

4.3.1 Desempenho do modelo.....	57
4.3.2 Contribuição das variáveis abióticas do modelo.....	58
4.4 ADEQUAÇÃO AMBIENTAL PARA <i>O. odorifera</i> EM CADA FRAGMENTO DE HABITAT.....	62
4.5 MÉTRICAS DE PAISAGEM PARA O HABITAT POTENCIAL DE <i>O. odorifera</i> EM CURITIBA.....	70
4.5.1 Métricas de Paisagem – Área	71
4.5.2 Métricas de Paisagem – Formato.....	73
4.5.3 Métricas de Paisagem – Isolamento	74
4.6 FRAGMENTOS FLORESTAIS PRIORITÁRIOS À CONSERVAÇÃO DE <i>O. odorifera</i>	77
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	87
REFERÊNCIAS.....	89

1 INTRODUÇÃO

Diante da crise ocasionada pela acelerada extinção de espécies, tem-se intensificado as discussões em todo o mundo sobre o papel da biodiversidade para o equilíbrio entre os ecossistemas naturais e antrópicos. Desse modo, percebe-se a relevância da biodiversidade pelas funções desempenhadas pelos grupos de espécies, onde alterações na sua composição e riqueza afetam o funcionamento biogeoquímico dos ecossistemas onde estão inseridos (ALBERTI, 2005).

As modificações nos ambientes naturais que mais afetam a biodiversidade são provenientes de alterações no uso do solo, principalmente as ocasionadas pela urbanização, cujas taxas são crescentes em todo o mundo, com impulso verificado principalmente nas últimas décadas do século XX. Isso se deve principalmente a deslocamentos de populações humanas das áreas rurais para os centros urbanos, inflando-os, muitas vezes de forma desordenada (SALBITANO et al., 2017).

Estimativas da Organização das Nações Unidas (ONU) indicam que aproximadamente 30% da população mundial vivia em cidades no ano de 1950, aumentando para 55% em 2018 e podendo chegar a 70% em 2050 (UNITED NATIONS (UN), 2018). Ainda segundo UN (2018), isso trará consequências negativas principalmente aos países em desenvolvimento, como os localizados na América Latina e no Caribe, os quais já apresentam cerca de 81% da população vivendo em cidades.

A urbanização ocasiona profundas modificações nas características da paisagem, devido às atividades humanas, as quais promovem inúmeros prejuízos aos ambientes naturais e aos processos ecológicos. Dentre as principais consequências da urbanização, Giannini et al. (2012) destacam a fragmentação dos habitats¹, por afetar diretamente a distribuição das espécies.

Porém, nas últimas décadas e, principalmente após a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, a Eco-92, realizada em 1992 na cidade do Rio de Janeiro, as cidades passaram a ser percebidas como ambientes capazes de conservar a biodiversidade. Além disso, estudos têm comprovado o papel dos fragmentos florestais urbanos para a amenização dos efeitos nocivos causados pela ocupação humana (ALVEY, 2006; DEARBORN; KARK, 2010; ONIKURA et al., 2016; ARTMANN; BASTIAN; GRUNEWALD, 2017; LEPCZYK et al., 2017).

¹Locais onde organismos ou população de espécies ocorrem de forma natural (BRASIL, 1994).

Desse modo, as áreas urbanas não devem ser consideradas como paisagens exauridas de biodiversidade, mas como lugares novos que se agrupam com comunidades únicas de espécies, que podem ser biologicamente ricas (ALBERTI, 2005; BIERWAGEN, 2005; LEPCZYK et al., 2017). Além disso, as cidades tornam-se cada vez mais importantes para a conservação de habitats de espécies, inclusive daquelas ameaçadas de extinção, devido a sua influência no futuro dos ecossistemas terrestres, cada vez mais fragmentados (ALVEY, 2006; MÜLLER et al., 2013).

As áreas florestais ao redor do mundo estão diminuindo a um ritmo preocupante e, com isto, a conservação dos habitats fragmentados torna-se fundamental (NEKARIS; ARNELL; SVENSSON, 2015). Isso se deve à importância da manutenção dos processos ecológicos, que condicionam a distribuição das espécies. Diante disso, Salbitano et al. (2017) afirmam que as ações voltadas à restauração e manutenção da funcionalidade e conectividade das paisagens naturais urbanas podem contribuir para a conservação dos recursos naturais e da biodiversidade.

A região da cidade de Curitiba, conhecida mundialmente como um exemplo de sustentabilidade, devido a sua significativa área de cobertura vegetal, abriga algumas das espécies arbóreas mais ameaçadas da Mata Atlântica. Dentre as quais, destaca-se *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer, uma das espécies indicadoras da Floresta Ombrófila Mista (FOM), onde está inserido o município.

Diante do exposto, a presente pesquisa foi conduzida a partir da hipótese de que os fragmentos florestais urbanos representados por áreas verdes protegidas do município de Curitiba, Paraná, possuem condições ambientais relevantes à conservação *in situ*² de *O. odorifera*.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

O objetivo geral desta pesquisa foi analisar as áreas verdes protegidas do município de Curitiba que apresentam condições ambientais favoráveis à conservação *in situ* de *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer.

² Conservação de ecossistemas e habitats naturais e manutenção e recuperação de populações de espécies em seus ambientes naturais de forma viável (NACIONES UNIDAS (NU), 1992).

1.1.2 Objetivos específicos

Os seguintes objetivos específicos foram delimitados visando atingir o objetivo geral:

- a) Desenvolver um modelo de distribuição geográfica potencial de *O. odorifera* no município de Curitiba;
- b) Avaliar a influência da estrutura da paisagem sobre as populações da espécie em sua região de ocorrência potencial, com base na distribuição dos fragmentos florestais urbanos protegidos representados por áreas verdes protegidas;
- c) Verificar quais áreas verdes protegidas apresentam condições ambientais mais favoráveis à conservação atual e para futuros plantios de reintrodução da espécie.

1.2 JUSTIFICATIVA

As atividades antrópicas no município de Curitiba ocasionam intensos impactos em sua cobertura florestal, contribuindo para o processo de fragmentação dos ambientes naturais e a extinção das espécies mais sensíveis. Tal afirmação corrobora o estudo elaborado por Hentz et al. (2015), pois os autores verificaram que a bacia do Rio Iguaçu, onde está inserido o município de Curitiba, encontra-se em um alto nível de fragmentação, podendo levar à extinção de diversas espécies.

Assim, torna-se importante a avaliação da qualidade ambiental dos remanescentes florestais em áreas urbanas para a conservação *in situ* de espécies, principalmente aquelas ameaçadas de extinção, de forma a gerar um mapeamento das áreas que ofereçam maiores possibilidades de proteção para tais espécies.

Além disso, poucos estudos realizaram a comparação da distribuição potencial de espécies com áreas protegidas³ (GOMES, 2012; MORERA-CHACÓN, 2015; FERRER-SÁNCHEZ; RODRÍGUEZ-ESTRELLA, 2016; COSTA et al., 2018) e poucos consideraram a influência da paisagem sobre a distribuição potencial das populações de determinada espécie, principalmente na área urbana. Soma-se a isso

³ “Espaço geográfico claramente definido, reconhecido, com objetivo específico e gerido por meios eficazes, sejam jurídicos ou de outra natureza, para alcançar a conservação da natureza no longo prazo, com serviços ecossistêmicos e valores culturais associados”. (TRZYNA, 2017, p. 2).

a carência de estudos que visam quantificar a biodiversidade no contexto urbano, sobretudo com relação a espécies raras e ameaçadas de extinção, uma vez que, comumente os trabalhos relacionados à biodiversidade consideram as áreas urbanas apenas como uma categoria de uso do solo.

O. odorifera possui oito registros de coletas herborizadas no município de Curitiba, sendo provenientes de apenas dois indivíduos da espécie (CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL (CRIA), 2017). Desses, apenas um indivíduo, com sete coletas, encontra-se em fragmento de vegetação remanescente. Além do material disponível em herbários, somente dois levantamentos florísticos realizados em Curitiba indicaram a ocorrência da espécie, localizados nos parques Barigüi e Barreirinha (KOZERA; DITTRICH; SILVA, 2006; MIELKE et al., 2015).

Essa verificação é um indicativo sobre a raridade de *O. odorifera* no município de Curitiba. Desse modo, a determinação de áreas prioritárias à conservação da espécie dentro da floresta urbana de Curitiba torna-se uma ferramenta importante para auxiliar os gestores ambientais aos locais mais adequados ambientalmente tanto para a conservação atual quanto para futuras reintroduções da espécie.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ECOLOGIA DA PAISAGEM

A paisagem pode ser definida, independentemente da escala, como uma área espacialmente heterogênea com elementos interconectados (FORMAN; GODRON, 1986; TURNER; GARDNER, 2015). Tais elementos, em termos de estrutura espacial são classificados em matriz, fragmentos e corredores, os quais definem a estrutura da paisagem, determinam padrões espaciais e criam heterogeneidade dentro de uma área, com diversos tipos de habitats, vegetação e usos do solo (FORMAN; GODRON, 1986; LANG; BLASCHKE, 2009; TURNER; GARDNER, 2015).

A matriz é o elemento mais abrangente e que controla a estrutura da paisagem, sendo responsável pela sua dinâmica, proporcionando o parcelamento e a fragmentação da cobertura do solo, também definido como o conjunto de unidades de não-habitat; os fragmentos são estruturas delimitadas de modo não linear, cuja aparência difere do seu entorno; e os corredores são superfícies de formato linear, que promovem ligação e descontinuidade entre os componentes da paisagem (FORMAN; GODRON, 1986; BIONDI, 2015a; DALMASO et al., 2017).

O modelo de matriz, fragmento e corredor avalia o padrão e o ordenamento de um mosaico de unidades da paisagem, a partir de suas feições espaciais e/ou estruturais mensuráveis, cujas características apresentam influência direta sobre os fluxos de matéria e energia e dos processos ecológicos entre os indivíduos (ALBERTI, 2005; FORMAN, 2008; LANG; BLASCHKE, 2009). Tais processos são abordados pela ecologia da paisagem, a qual define a estrutura, a função e as mudanças em uma paisagem heterogênea, com ecossistemas interagindo entre si, em diferentes escalas no espaço e no tempo (FORMAN; GODRON, 1986; TURNER; GARDNER, 2015).

Para Alberti (2005), o fragmento é o elemento principal na ecologia da paisagem, cujo tamanho e formato afetam os habitats das espécies, a disponibilidade de recursos e a competição entre elas. Além disso, segundo a autora, a composição, a persistência e a interconectividade dos fragmentos favorecem a sobrevivência das espécies, pois relacionam-se diretamente com as condições ecológicas presentes neles.

Desse modo, a ecologia da paisagem torna-se fundamental para a compreensão sobre a dinâmica das espécies, com base em suas características autoecológicas e as suas relações com a estrutura da paisagem (METZGER, 2006; CALAÇA et al., 2010). Sendo essa dinâmica, realizada por meio do desenvolvimento de mecanismos de tentativa e erro para o seu estabelecimento em manchas de habitat favorável, que privilegiam as formas mais adaptativas (FARINA, 2000).

2.1.1 Fragmentação da paisagem

Uma paisagem pode ser categorizada de forma qualitativa como contínua, ou seja, contendo habitat contínuo, ou fragmentada, representando a fase final do processo de fragmentação de habitats de espécies (FAHRIG, 2003). No caso dos habitats, a fragmentação é nociva, pois ocasiona efeitos no seu padrão espacial, tais como: redução da sua quantidade, tamanhos e aumento no número e do isolamento dos fragmentos, afetando a diversidade, a composição e as taxas de extinção (FAHRIG, 2003; GARCÍA, 2011; KERR; KULKARNI; ALGAR, 2011).

Nas paisagens fragmentadas, as populações de espécies ocorrem em manchas de habitat mais favoráveis espacialmente distribuídas, que juntas fornecem um mosaico de habitats locais interconectados pelos processos de dispersão (WU, 2008). Porém, o aumento do isolamento entre os fragmentos ocasiona a redução do fluxo gênico, promovendo a divisão de populações regionais em subpopulações (MCDONALD; MARCOTULLIO; GÜNERALP, 2013).

As áreas urbanas apresentam as maiores taxas de fragmentação de habitats do mundo, o que tem se agravado nos últimos anos, como consequência dos ambientes construídos cobrirem mais de 70% da superfície do solo na maioria das cidades ao redor do mundo e determinarem as estruturas e densidades urbanas (WU, 2008; UNITED NATIONS HUMAN SETTLEMENTS PROGRAMME (UN-HABITAT), 2016). Porém, mesmo com a pequena quantidade de cobertura vegetal presente nas cidades, considera-se esta o componente principal da estrutura da paisagem urbana, devido aos serviços ecossistêmicos que fornece (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016a).

Nas cidades, os impactos antrópicos já ocasionaram a degradação e o desaparecimento de muitos habitats, com consequências sobre a biodiversidade, tanto durante o processo de urbanização quanto após o estabelecimento antrópico (HAHS et al., 2009; MCDONALD; MARCOTULLIO; GÜNERALP, 2013). Isso se deve

à modificação nas características físicas da paisagem, uma vez que os fragmentos de vegetação remanescente tornam-se rodeados por áreas impermeabilizadas, aumentando o seu isolamento (ALBERTI, 2005; BIONDI; KISCHLAT, 2006).

Na paisagem urbana, devido à menor escala espacial, as estruturas da paisagem são mais específicas. Assim, a matriz é representada pelas áreas urbanizadas; os fragmentos são definidos pelos parques, bosques, áreas de cultivo, construções etc., e os corredores podem ser os cursos d'água, estradas, trilhas, ferrovias, mata ciliar, dentre outros (BIONDI; KISCHLAT, 2006).

Desse modo, para minimizar a perda de biodiversidade urbana é necessário compreender como a interação entre a paisagem, representada pelos atributos da matriz, e os fatores locais, representados pelos efeitos dos fragmentos, afetam as espécies (ANGOLD et al., 2006). Além disso, deve-se proporcionar a conectividade entre tais elementos da paisagem em termos físicos e funcionais, por meio da interligação de fragmentos isolados com outros menos perturbados (ARTMANN; BASTIAN; GRUNEWALD, 2017).

2.1.2 A Floresta na paisagem urbana

Nas cidades, a intensa presença humana ocasiona variações na qualidade ambiental. Biondi (2012) afirma que o componente humano promove a substituição da cobertura vegetal por áreas impermeáveis, fornecendo assim diversos tipos de poluição, como hídrica, edáfica, sonora, visual e atmosférica, além da introdução de espécies exóticas e da fragmentação e do isolamento de fragmentos de habitat.

Porém, durante o século XX, diante da iminência de uma crise ambiental, o movimento ambientalista começou a incluir também os ambientes urbanos, passando a incentivar a melhoria das áreas urbanizadas, por meio da implantação de parques, aumento dos plantios de espécies de árvores nativas e estabelecimento de programas de gestão do patrimônio arbóreo (MCBRIDE, 2017).

Desse movimento surgiu o conceito de floresta urbana, a qual, segundo Biondi (2015a), representa toda a vegetação presente em áreas urbanas, suburbanas e periurbanas, incluindo elementos bióticos, como a vegetação, e abióticos, como as construções, a impermeabilização do solo e a presença humana. Com isso, passou-se a conhecer os benefícios gerados pela floresta urbana, assinalados por Salbitano et al.

(2017), como responsáveis por prover a mitigação dos problemas ocasionados pela ocupação humana e favorecer o aumento da resiliência das cidades.

Os benefícios fornecidos pela floresta urbana são classificados em três grupos: sociais, econômicos e ecológicos (BIONDI, 2015a). Como exemplos, pode-se citar: fixação e armazenamento de carbono, melhoria da qualidade do ar, redução da temperatura do ar, redução do consumo de energia, absorção da radiação ultravioleta, melhoria da qualidade da água, redução da poluição sonora, aumento dos valores imobiliários, bem-estar psicológico, melhoria da estética urbana, aumento da fertilidade e permeabilidade dos solos e melhoria das relações sociais (NOWAK; GREENFIELD, 2016; MCBRIDE, 2017; SALBITANO et al., 2017).

Outro benefício proporcionado pela floresta urbana é a conservação da biodiversidade, ao abrigar uma quantidade significativa de espécies nativas, inclusive raras e ameaçadas de extinção e de alto valor de conservação (ALVEY, 2006).

A floresta urbana faz parte da paisagem urbana, cuja estrutura, função e interações com outros componentes da paisagem afetam a sua dinâmica, de modo que, além da diversidade e da quantidade total de vegetação, também são importantes a forma e o arranjo espacial dos seus fragmentos de vegetação para servirem de habitats para as espécies (WU, 2008).

Segundo Biondi (2015a), a floresta urbana pode ser classificada em:

- a) Particular – representada pela vegetação situada junto às residências, como arboretos e quintais residenciais ou em condomínios;
- b) Pública – representada pela arborização de ruas e pelas áreas verdes.

A arborização de ruas é definida como agrupamentos de árvores plantadas de forma linear ao longo das ruas em fileiras individuais ou duplas (MCBRIDE, 2017; SALBITANO et al., 2017).

As áreas verdes são uma categoria de espaços livres urbanos que apresentam vegetação arbórea ou arbustiva, com predomínio de solo permeável e cujos objetivos são ornamentação, lazer e melhoria da qualidade de vida da população (BARGOS; MATIAS, 2011; MACIEL; BARBOSA, 2015). Biondi (2015a) acrescenta que, além dessas funções, as áreas verdes também possuem um viés preservacionista e/ou conservacionista e as subdivide em:

- a) Áreas Verdes Culturais – ambientes com a presença de variados tipos de vegetação, mas que possuem algum tratamento paisagístico, com o intuito de

atender as necessidades sociais, históricas, estéticas e/ou ecológicas. São exemplos as praças, os largos, os jardins públicos e outros;

- b) Fragmentos Florestais Urbanos – remanescentes de florestas com características naturais modificadas pela expansão das cidades, que visam fornecer benefícios sociais e estéticos, além da conservação e/ou preservação dos elementos naturais. São exemplos os parques naturais (municipais), as Áreas de Preservação Permanente (APPs), as Reservas do Patrimônio Natural (RPPNs) e outros.

Para Oliveira e Barbosa (2010) e Biondi (2012), as áreas verdes urbanas não precisam ser consideradas como locais invioláveis, devendo se considerar as especificidades que o contexto urbano apresenta. Daí surge a sua importância principalmente para a conservação de espécies, em vez da preservação, devido à intensa atividade antrópica presente no entorno.

2.1.3 Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais urbanos

A conservação da biodiversidade visa a manutenção a longo prazo de espécies, permitindo que os ecossistemas respondam às influências externas, absorvam e se recuperem de distúrbios, e mantenham processos essenciais, como os serviços ecossistêmicos (URBINA-CARDONA; FLORES-VILLELA, 2010; SHIFLEY et al., 2012). O ideal para a conservação são áreas contínuas de habitat natural, o que é difícil conciliar com as atividades antrópicas nas cidades, assim, torna-se fundamental promover ao máximo a biodiversidade nestes locais (ALVEY, 2006).

No entanto, a composição de espécies presente em uma cidade difere da encontrada nas áreas naturais do entorno, devido à adaptação de algumas espécies em locais antropizados, pela presença de alelos que favorecem a sua dispersão e persistência nestes locais (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016a; PINHO et al., 2017).

Para Dearborn e Kark (2010) a proteção de áreas naturais dentro das cidades pode amenizar a transição entre os habitats naturais e urbanizados para as espécies, podendo servir como modelos para entender e mitigar os efeitos das mudanças ambientais em áreas não-antropizadas. Onikura et al. (2016) acrescentam que ações que visem à preservação de habitats em áreas urbanas podem facilitar o planejamento de áreas protegidas que visem os habitats mais relevantes para a conservação.

As áreas verdes protegidas urbanas⁴ são as mais importantes para a conservação da biodiversidade, pois provêm sistemas naturais onde padrões e processos ecológicos apresentam condições próximas ao natural (FORMAN, 2008). Além de serem os únicos habitats para algumas espécies, de modo que elas possam persistir e se dispersar para locais mais promissores no entorno da região urbana (FORMAN, 2008; SALBITANO et al., 2017).

A ONU incentiva a conservação da biodiversidade no contexto urbano por meio da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), promulgada em 1993, que dispõe sobre a conservação e o uso sustentável da biodiversidade e busca desenvolver instrumentos para abordar as ameaças à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos (PRATES; IRVING, 2015; TRZYNA, 2017). Müller et al. (2013) afirmam que as cidades podem executar um papel relevante no cumprimento da meta da CDB em reduzir as perdas de biodiversidade, por meio de três eixos de atuação:

- 1) Manutenção de bens e serviços ecossistêmicos dentro das cidades;
- 2) Conservação da biodiversidade nas cidades e promoção do desenho sustentável das áreas urbanas para maximizar sua capacidade de apoiar a biodiversidade;
- 3) Promoção de conscientização e influência na tomada de decisões para a criação de habitats favoráveis à preservação de plantas e animais.

Após a CDB, durante a 10ª Conferência das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica das Nações Unidas (COP 10), realizada em 2010, em Nagoya, província de Aichi, no Japão, foi adotado um plano estratégico para a conservação da biodiversidade, conhecido como “Metas da Biodiversidade de Aichi”, para o período de 2011 a 2020, o qual fornece subsídios à gestão e ao desenvolvimento de políticas para a biodiversidade (CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA (CDB), 2016). Todas as 20 metas de Aichi possuem objetivos que podem ser abordados pelas cidades. Como exemplo, pode-se citar:

- 1) Eliminar ou reformar incentivos econômicos lesivos à biodiversidade e seu uso adequado;
- 2) Reduzir a taxa de perda e fragmentação de todos os habitats naturais, se possível a zero;
- 3) Evitar a extinção de espécies ameaçadas conhecidas.

⁴ Áreas legalmente protegidas dentro da malha urbana ou no seu entorno (TRZYNA, 2017).

2.2 CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO

A perda e a alteração nas condições abióticas em áreas naturais exercem a maior pressão sobre a biodiversidade em todo o mundo (NEKARIS; ARNELL; SVENSSON, 2015). Em decorrência disso, as populações de espécies podem diminuir drasticamente, o que aumenta a probabilidade de extinção, sendo a consequência mais grave da crise da biodiversidade, uma vez que é irreversível (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; MITTERMEIER et al., 2011; NEKARIS; ARNELL; SVENSSON, 2015).

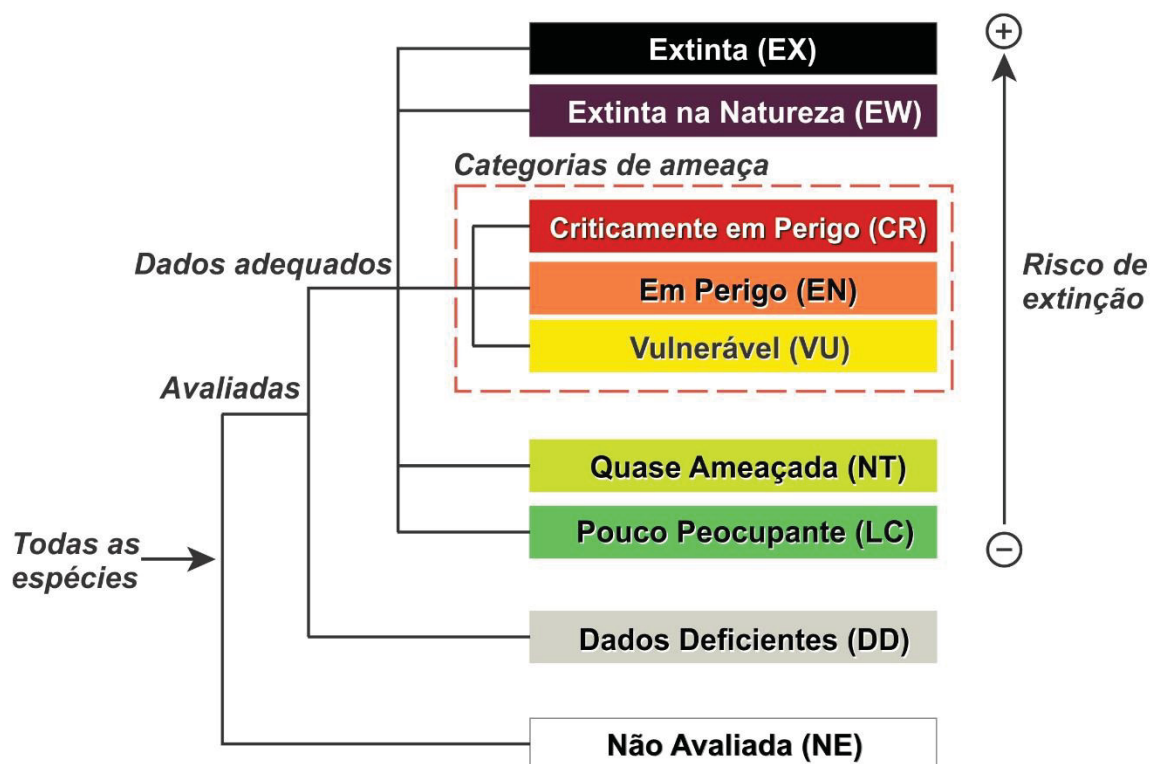
Nos últimos anos, as taxas de extinção têm se tornado expressivamente elevadas, de modo que estimativas indicam que 20% das plantas ao redor do mundo encontram-se sob algum risco de serem extintas (YANG et al., 2013; WILLIS, 2017). A extinção ocorre naturalmente, porém é um fenômeno agravado pelas atividades humanas, que extinguem as espécies em uma proporção que excede a sua capacidade de reposição (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Uma das mais renomadas instituições a nível mundial que trabalham pela conservação de espécies da flora e da fauna é a União Internacional para Conservação da Natureza (UICN), com sede na França e que mantém uma lista de espécies ameaçadas, a qual avalia os seus status de conservação.

A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da UICN é o inventário mais criterioso e detalhado sobre o estado de conservação de espécies, pois atribui a cada espécie uma das oito categorias que indicam o risco de extinção (Figura 1), sendo que aquelas enquadradas nas categorias “Criticamente Ameaçada” (CR), “Em Perigo” (EN) e “Vulnerável” (VU) são consideradas ameaçadas (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN), 2013).

No Brasil, o Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFLORA), órgão ligado ao Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ) e ao Ministério do Meio Ambiente (MMA), é o responsável pelas avaliações de risco de extinção das espécies botânicas. O CNCFLORA elabora e mantém atualizada uma lista semelhante à da UICN (CNCFLORA, 2018). As atividades do órgão são regidas pela Portaria MMA nº 43, de 31 de janeiro de 2014, que institui o Programa Nacional de Conservação das Espécies Ameaçadas de Extinção – Pró-Espécies, com ações para amenizar as ameaças e o risco de extinção de espécies, com base nos critérios da UICN (BRASIL, 2014b; 2017).

FIGURA 1 - CATEGORIAS UTILIZADAS PELA LISTA VERMELHA DE ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO DA UNIÃO INTERNACIONAL PARA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (IUCN)



FONTE: IUCN (2012), modificado pelo autor (2019).

No Estado do Paraná, o Procedimento Operacional Padrão - POP 005, de 20 de junho de 2008, elaborado pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), estabeleceu a Lista Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção do Paraná (IAP, 2008). No entanto, essa listagem encontra-se desatualizada, pois foi redigida com base na Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná, editada no ano de 1995 (HATSCHBACH; ZILLER, 1995).

Uma das estratégias utilizadas para preservar as espécies ameaçadas é a conservação *in situ*, que pode ser feita com a implementação de Unidades de Conservação (UCs) (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Esse instrumento de conservação é recomendado pela CDB (NU, 1992) e por Primack e Rodrigues (2001), os quais afirmam que apenas na natureza as espécies podem manter seu processo de adaptação evolutiva.

2.2.1 Canela-sassafrás – *Ocotea odorifera*

Ocotea odorifera (Vell.) Rohwer (canela-sassafrás) é uma espécie arbórea pertencente à família Lauraceae e endêmica do Brasil (BAITELLO, 2003; DALMASO et al., 2013). Ocorre nos Estados da Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, nos biomas Cerrado e Mata Atlântica (QUINET et al., 2013). Tem preferência por climas cujas temperaturas médias anuais variam de 16,2 a 23,6 °C (CARVALHO, 2005).

No Paraná, a espécie é encontrada na Floresta Ombrófila Densa (FOD) das Terras Baixas, Submontana, Montana, Floresta Ombrófila Mista (FOM), Floresta Estacional Semi-decidual (FES) e Savana, sendo mais frequente na FOD e na FOM, em altitudes que variam de 10 a 1.200 m, ocupando o dossel de florestas primárias, em estágio avançado de sucessão pouco alteradas (CARVALHO, 1994; RODERJAN et al., 2002; BAITELLO, 2003; BROTTTO, 2010; BROTTTO; CERVI; SANTOS, 2013), predominantemente no interior da floresta (KLEIN; HATSCHBACH, 1962).

É classificada como monóica, perenifólia e seletiva xerófita do estrato arbóreo (LORENZI, 1992; BAITELLO, 2003); secundária tardia a clímax (CARVALHO, 1994); tolerante à sombra e com crescimento lento (INOUE; PUTTON, 2007).

O nome popular se deve à semelhança do óleo essencial extraído de suas partes com o da espécie norte-americana, também da família Lauraceae, *Sassafras albidum* (Nutt.) Nees (RIZZINI; MORS, 1995). O óleo essencial com presença de safrol fornece um odor característico à planta, sendo suave nas flores e mais acentuado na madeira (LORENZI, 1992; TOLEDO; ALQUINI; NAKASHIMA, 2004; BROTTTO; CERVI; SANTOS, 2013). O safrol é matéria-prima para indústrias cosmético-farmacêuticas, na produção de substâncias sudoríferas, analgésicas, aromáticas, anti-reumáticas, anti-sifilíticas, diuréticas; em inseticidas e produtos de limpeza (AUER; GRAÇA, 1995; BAITELLO, 2003; GRANDTNER; CHEVRETTE, 2013).

Devido às propriedades do safrol, *O. odorifera* é considerada uma das espécies medicinais mais importantes da Mata Atlântica (VIEIRA, 1999). Porém, no Brasil, o safrol só é encontrado em exemplares presentes na região Sul e no sul de Minas Gerais (CARVALHO, 2005).

A madeira de *O. odorifera* pode ser utilizada para mobiliários de luxo, tanoaria, painéis, construção civil, entre outros usos e, pelo formato ornamental da copa, pode

ser plantada em parques e jardins, além de áreas degradadas (CARVALHO, 1994; BAITELLO, 2003; GRANDTNER; CHEVRETTE, 2013).

Segundo Lorenzi (1992), os exemplares da espécie podem alcançar até 25 m de altura e 70 cm de diâmetro do tronco. A principal característica de *O. odorifera* que a diferencia das demais espécies do gênero são as folhas glabras subverticiladas voltadas para o ápice dos ramos (BROTTO; CERVI; SANTOS, 2013).

A floração ocorre entre os meses de dezembro e abril e a frutificação, de junho a setembro, no Paraná (CARVALHO, 2005). As flores são monóclinas e a cor varia entre creme e branco (HATSCHBACH; ZILLER, 1995; BROTTO; CERVI; SANTOS, 2013). A frutificação anual é irregular e não abundante, devido aos frutos caírem precocemente ao longo do seu período de maturação (CARVALHO, 2005). Os frutos são bagas elípticas, apresentam aproximadamente 2,0 cm de comprimento e 1,3 cm de diâmetro e são envolvidos por uma cúpula até metade de sua altura (HATSCHBACH; ZILLER, 1995; CETNARSKI FILHO; NOGUEIRA, 2005).

2.2.1.1 Ameaças à espécie

O principal ambiente onde *O. odorifera* ocorre, a Mata Atlântica, cobria originalmente cerca de 150 milhões de hectares, sendo uma das maiores florestas tropicais do continente americano (RIBEIRO et al., 2009). Nas últimas décadas, porém, a Mata Atlântica tem se transformado em um mosaico complexo de diferentes ecossistemas, com padrões de ocupação humana e demandas de conservação e restauração específicas para cada região (RIBEIRO et al., 2011).

Aproximadamente 70% da população brasileira reside nesse bioma, cuja área já foi reduzida a cerca de 29% da sua cobertura original (ROSA et al., 2016). A Mata Atlântica apresenta entre 1 e 8% das espécies de seres vivos mundiais, sendo muitas endêmicas e ameaçadas de extinção (MITTERMEIER et al., 2011; MARQUES et al., 2016). Dentre as 3.595 espécies da flora da Mata Atlântica avaliadas quanto ao risco de extinção, 1.544 encontram-se ameaçadas, o que corresponde a 57,82% de todas as espécies avaliadas nos seis biomas brasileiros e constantes na Lista Nacional Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção, instituída pela Portaria do Ministério do Meio Ambiente (MMA) nº 443 de 17 de dezembro de 2014 (MARTINELLI et al., 2013; BRASIL, 2014a).

Assim, devido a sua importância, em 2006 foi promulgada a Lei nº 11.428, conhecida como “Lei da Mata Atlântica”, que orienta sobre a utilização e a proteção da vegetação nativa do bioma (BRASIL, 2006), regulamentada pelo Decreto nº 6.660/2008 (BRASIL, 2008). Porém, mesmo com a legislação que a protege, as pressões ainda são intensas. Por isso, a Mata Atlântica é considerada o bioma mais degradado e ameaçado do Brasil, de modo que os impactos da fragmentação de habitats indicam necessidade de aumento das ações de conservação no bioma (RIBEIRO et al., 2011; MARQUES et al., 2016; SOBRAL-SOUZA et al., 2018).

As populações de *O. odorifera* encontram-se pressionadas na Mata Atlântica devido ao seu elevado valor comercial e ao manejo inadequado, realizado principalmente entre as décadas de 1940 e 1970, o qual levou suas populações a diminuir drasticamente nas florestas nativas (SANTA-CATARINA; MACIEL; PEDROTTI, 2001; TOLEDO; ALQUINI; NAKASHIMA, 2004; QUINET et al., 2013). Por isso, em 1991, o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), proibiu o corte e a exploração das árvores remanescentes, sendo permitida a remoção em casos de utilidade pública ou em situações de riscos a patrimônios e à segurança da população (RIZZINI; MORS, 1995; DALMASO et al., 2013).

Além da exploração madeireira, a espécie possui ameaças relacionadas a fatores de reprodução e dispersão que prejudicam a sua regeneração natural, como: produção irregular e descontínua de sementes; dificuldade na germinação devido à oxidação do safrol e pelas sementes serem recalcitrantes, o que dificulta a sua conservação *ex situ*; dormência tegumentar e embrionária das sementes; diminuição dos polinizadores; predação dos frutos e sementes por insetos, roedores e pássaros e podridão de sementes por fungos antes e após a maturação fisiológica (AUER; GRAÇA, 1995; SANTA-CATARINA; MACIEL; PEDROTTI, 2001; CARVALHO, 2005; QUINET et al, 2013; POTTKER et al., 2016; ZANOTELLI; KISSMANN, 2017).

Como consequência desses fatores e da pressão exercida pela expansão urbana (HATSCHBACH; ZILLER, 1995), *O. odorifera* encontra-se ameaçada de extinção, sendo classificada como “Em Perigo” (EN) pela Lista Nacional Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (BRASIL, 2014a). Essa categoria indica que a espécie enfrenta elevado risco de ser extinta no ambiente natural (UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA Y DE LOS RECURSOS NATURALES (UICN), 2012).

Com relação à categoria EN, a Portaria nº 443/2014, em seu Art. 2º preconiza que:

Art. 2º As espécies constantes da Lista classificadas nas categorias Extintas na Natureza (EW), Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN) e Vulnerável (VU) ficam protegidas de modo integral, incluindo a proibição de coleta, corte, transporte, armazenamento, manejo, beneficiamento e comercialização, dentre outras. (BRASIL, 2014b).

Porém, desde a década de 1990, a espécie é considerada ameaçada de extinção nas florestas paranaenses (HATSCHBACH; ZILLER, 1995). Devido a sua raridade e suas características autoecológicas, principalmente em relação à recalcitrância das sementes, se recomenda a conservação *in situ* das populações da espécie (VIEIRA, 1999).

2.3 MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ESPÉCIES (MDPE)

Em ações de conservação da biodiversidade e de reabilitação de populações de espécies é importante a obtenção de evidências claras sobre as suas distribuições geográficas, determinadas por variáveis como clima, tipo de solo e capacidade de dispersão (YANG et al., 2013; CHETAN; PRAVEEN; VASUDEVA, 2014; ZUQUIM et al., 2019). Segundo Marco Júnior e Siqueira (2009), um dos procedimentos mais utilizados para estimar a extensão da distribuição geográfica das espécies é a Modelagem de Distribuição Potencial de Espécies (MDPE).

Os modelos de distribuição potencial são representações cartográficas da adequação de um espaço para a presença de uma espécie, de acordo com variáveis que demonstrem as condições ambientais do local onde se encontra (MATEO; FELICÍSIMO; MUÑOZ, 2011; SHCHEGLOVITOVA; ANDERSON, 2013). Essa adequação é uma relação matemática ou estatística que compara coordenadas espaciais de presença e/ou ausência conhecida da espécie (variáveis bióticas) a um conjunto de variáveis ambientais preditoras (variáveis abióticas), que caracterizem a localidade (MATEO; FELICÍSIMO; MUÑOZ, 2011).

Os modelos são projetados sobre mapas, que fornecem valores para cada ponto da paisagem, estimando a probabilidade de cada *pixel* ser um ponto de presença potencial e a contribuição de cada parâmetro para a distribuição (MATEO; FELICÍSIMO; MUÑOZ, 2011; GIANNINI et al., 2012; HEMERY et al., 2016).

Os modelos de distribuição potencial fornecem informações úteis para diversas finalidades, sendo algumas delas apresentadas no quadro 1.

QUADRO 1 - EXEMPLOS DE ABORDAGENS DA MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ESPÉCIES (MDPE)

Abordagem	Referências
Avaliação do impacto causado pela introdução de espécies invasoras	Tôrres e Vercillo (2012); Morera-Chacón (2015)
Avaliação do potencial de infestação de patógenos	Osorio-Almanza et al. (2018)
Avaliação dos impactos das mudanças climáticas sobre as populações de espécies	Tôrres e Vercillo (2012); Khanum, Mumtaza e Kumar (2013)
Estimativas da riqueza de espécies	Calabrese et al. (2014)
Fornecimento de informações às avaliações de listas de espécies ameaçadas	Martins (2016)
Indicação de áreas para a conexão entre populações prioritárias à conservação	Martins (2016)
Indicação do estabelecimento de novas unidades de conservação	Tôrres e Vercillo (2012)
Reintrodução de espécies e avaliação do impacto de atividades humanas	Franklin (2010); Tôrres e Vercillo (2012); Silva et al. (2017)

FONTE: O autor (2019).

A MDPE relaciona-se à autoecologia das espécies por meio do conceito de nicho ecológico, o qual é definido como o conjunto de condições e recursos necessários para a sobrevivência, crescimento e reprodução de indivíduos de uma espécie (HUTCHINSON, 1957; MARCO JÚNIOR; SIQUEIRA, 2009).

Assim, comumente se utiliza o termo “Modelagem de Nicho Ecológico” ou denominações semelhantes. Porém, alguns especialistas discordam sobre a descrição do nicho ecológico por esse método. Os pesquisadores afirmam que os dados não permitem a descrição completa dos nichos das espécies, pois a sua presença é influenciada também por interações interespecíficas (JIMÉNEZ-VALVERDE; LOBO; HORTAL, 2008; MARCO JÚNIOR; SIQUEIRA, 2009; FRANKLIN, 2010). Dessa forma, optou-se pelo termo “Modelagem de Distribuição Potencial de Espécies”, por ser mais apropriado à abordagem metodológica utilizada no presente estudo.

Não há um consenso quanto às premissas para a escolha das variáveis, nem às limitações relacionadas aos dados utilizados. Porém, se recomenda que as variáveis abióticas caracterizem fatores climáticos, principalmente em escalas espaciais amplas, e topográficos em áreas de estudo pequenas, que compreendam municípios e UCs; sejam consideradas as causas diretas da distribuição da espécie estudada e reflitam a heterogeneidade ambiental da região (FRANKLIN, 2010; KERR; KULKARNI; ALGAR, 2011; KAMINO et al., 2012a; ALEXANDRE; LORINI; GRELLE, 2013).

Os dados bióticos são classificados em: de presença/ausência, os quais necessitam de informações sobre os locais em que a espécie foi observada e onde não foi encontrada, e de presença, que requerem apenas registros de presença e informações ambientais sobre a paisagem da região de estudo (LAHOZ-MONFORT; GUILLERA-ARROITA; WINTLE, 2014). No entanto, Jiménez-Valverde, Lobo e Hortal (2008) não recomendam os dados de ausência, por serem de difícil confirmação.

Nos modelos, a variável dependente é representada pelos dados bióticos e as variáveis independentes pelos dados abióticos, que podem ser contínuos, como temperatura e elevação ou categóricos, como geologia e pedologia (FRANKLIN, 2010; MATEO; FELICÍSIMO; MUÑOZ, 2011; KAMINO et al., 2012a).

Os pontos de ocorrência podem ser obtidos em pesquisas anteriores, consistindo em dados secundários (FRANKLIN, 2010). Porém, não se recomenda o uso de dados secundários de ocorrência, pois tendem a ter baixa precisão de localização (FRANKLIN, 2010). Além disso, quando se dispõe de poucas amostras, torna-se necessária a realização de coletas de campo complementares (KAMINO et al., 2012b). Dessa forma, são preferíveis pontos primários de ocorrência confirmada para a elaboração dos modelos.

Geralmente os modelos são aplicados em áreas de grande extensão geográfica, com baixo nível de detalhamento e sem considerar a variação regional nas condições ambientais e suas interações e o comportamento das espécies, o que reduz sua precisão (MURPHY; LOVETT-DOUST, 2007; FRANKLIN, 2010). Porém, pode-se definir limites de distribuição aproximados em escala de paisagem, com previsões satisfatórias (KERR; KULKARNI; ALGAR, 2011). Segundo Kerr, Kulkarni e Algar (2011), a escala de trabalho é irrelevante para os modelos, mas a resolução espacial dos dados pode influenciar os resultados de estudos para a definição de áreas prioritárias à conservação.

2.3.1 Aplicações da MDPE na conservação de espécies ameaçadas de extinção

A compreensão sobre a distribuição espacial das espécies ameaçadas de extinção é essencial para o desenvolvimento de estratégias de conservação (BARROS; SIQUEIRA; COSTA, 2011). Assim, com a MDPE pode-se identificar os fatores que atuam na presença dessas espécies e avaliar a representatividade de áreas adequadas a sua conservação dentro de áreas protegidas (ALEXANDRE; LORINI; GRELLE, 2013).

Dessa forma, a MDPE pode indicar lacunas de proteção para as espécies ameaçadas, mesmo que poucos dados de ocorrência estejam disponíveis, pois podem apresentar locais potenciais para a restauração de suas populações após eventos nocivos, como a exploração intensa (ALEXANDRE; LORINI; GRELLE, 2013; CAMPBELL; HILDERBRAND, 2016; HEMERY et al., 2016). Além disso, pode subsidiar projetos de implantação e gestão de áreas protegidas com base nas espécies ameaçadas (FERRER-SÁNCHEZ; RODRÍGUEZ-ESTRELLA, 2016).

Em levantamento bibliográfico realizado por Alexandre, Lorini e Grelle (2013), verificou-se que os estudos sobre modelagem de distribuição potencial de espécies ameaçadas representam aproximadamente 10% dos artigos publicados sobre o assunto, com notável incremento após 2008, devido ao maior incentivo à elaboração de novas tecnologias e de banco de dados para essa finalidade.

Em estudos de conservação de espécies ameaçadas as variáveis bióticas são o principal limitante para a MDPE, pois os dados de presença e, principalmente os de ausência são difíceis de se obter (MARCO JÚNIOR; SIQUEIRA, 2009; ALEXANDRE; LORINI; GRELLE, 2013). Ainda assim, diversos estudos têm sido realizados com poucos registros de espécies e apresentado resultados estatística e ecologicamente significativos e confiáveis, com alto desempenho preditivo (SIQUEIRA, 2005; PEARSON et al., 2007; KAMINO, 2009; SHCHEGLOVITOVA; ANDERSON, 2013; FERRER-SÁNCHEZ; RODRÍGUEZ-ESTRELLA, 2016).

Alexandre, Lorini e Grelle (2013) e Ferrer-Sánchez e Rodríguez-Estrella (2016) sugerem que, em modelos de distribuição potencial para espécies ameaçadas em ambientes antropizados, sejam utilizadas variáveis com alta resolução espacial, visando indicar as principais ameaças e fornecer subsídios para a análise dos efeitos humanos sobre a sua distribuição, além de representar os aspectos da paisagem.

2.4 PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

A criação de áreas protegidas é uma estratégia importante para preservar a biodiversidade, pois proporciona o melhor desenvolvimento das espécies diante das mudanças nas condições ambientais, além de fornecer e ampliar as suas reservas genéticas (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO), 2016). Assim, por meio da priorização de áreas para a conservação, pode-se conduzir com mais eficácia recursos específicos e esforços para o desenvolvimento

de políticas ambientais com base nas funções da paisagem e nos serviços ecossistêmicos (MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

A CDB e as Metas de Aichi reconhecem as áreas protegidas como um instrumento eficaz para a conservação da biodiversidade, por isso possuem planos de trabalho que visam a sua implementação, com diretrizes que tratam das áreas protegidas (PRATES; IRVING, 2015). Além disso, a CDB recomenda que, no mínimo, 10% de cada região ecológica do mundo seja efetivamente conservada, de modo que cada fitofisionomia seja uma prioridade de conservação (SCHMITT, 2011).

Existem diversas abordagens utilizadas para a priorização de áreas para a conservação de espécies, dependendo foco da conservação. Golunski et al. (2015) sugerem que para a conservação de espécies ameaçadas com potencial de uso econômico sejam implantados corredores de vegetação, possibilitando a conectividade gênica entre fragmentos e incentivando a reintrodução de espécies da fauna dispersoras de sementes. Fernandes et al. (2014) e Loyola et al. (2014) recomendam a priorização das áreas para a conservação *in situ* com base nas características autoecológicas das espécies-alvo, considerando subsídios à sobrevivência das espécies no longo prazo, podendo ser realizada espacialmente. Assim, pode-se avaliar o grau de estresse nas espécies-alvo e, por conseguinte, a sua resiliência diante das atividades antrópicas (FERNANDES et al., 2014).

Reyers et al. (2001) indicam a utilização de dados de distribuição potencial de espécies para a definição de áreas prioritárias à conservação, por se constituírem em uma medida substituta ou substitutiva da biodiversidade de uma região, uma vez que a sua quantificação total é de difícil realização.

Para Trzyna (2017), embora as áreas protegidas em cidades possam não cumprir integralmente os critérios biológicos para a conservação da biodiversidade, seu valor pode ser maior em relação ao potencial para elaboração e manutenção do apoio público à conservação, devendo, assim, ser também consideradas em ações de prioridades de conservação.

Diante desse cenário, Giannini et al. (2012) afirmam que é necessário o desenvolvimento de novas tecnologias e ferramentas de análise, visando fornecer conhecimentos sobre as espécies e, assim, auxiliar na elaboração de políticas para a sua conservação.

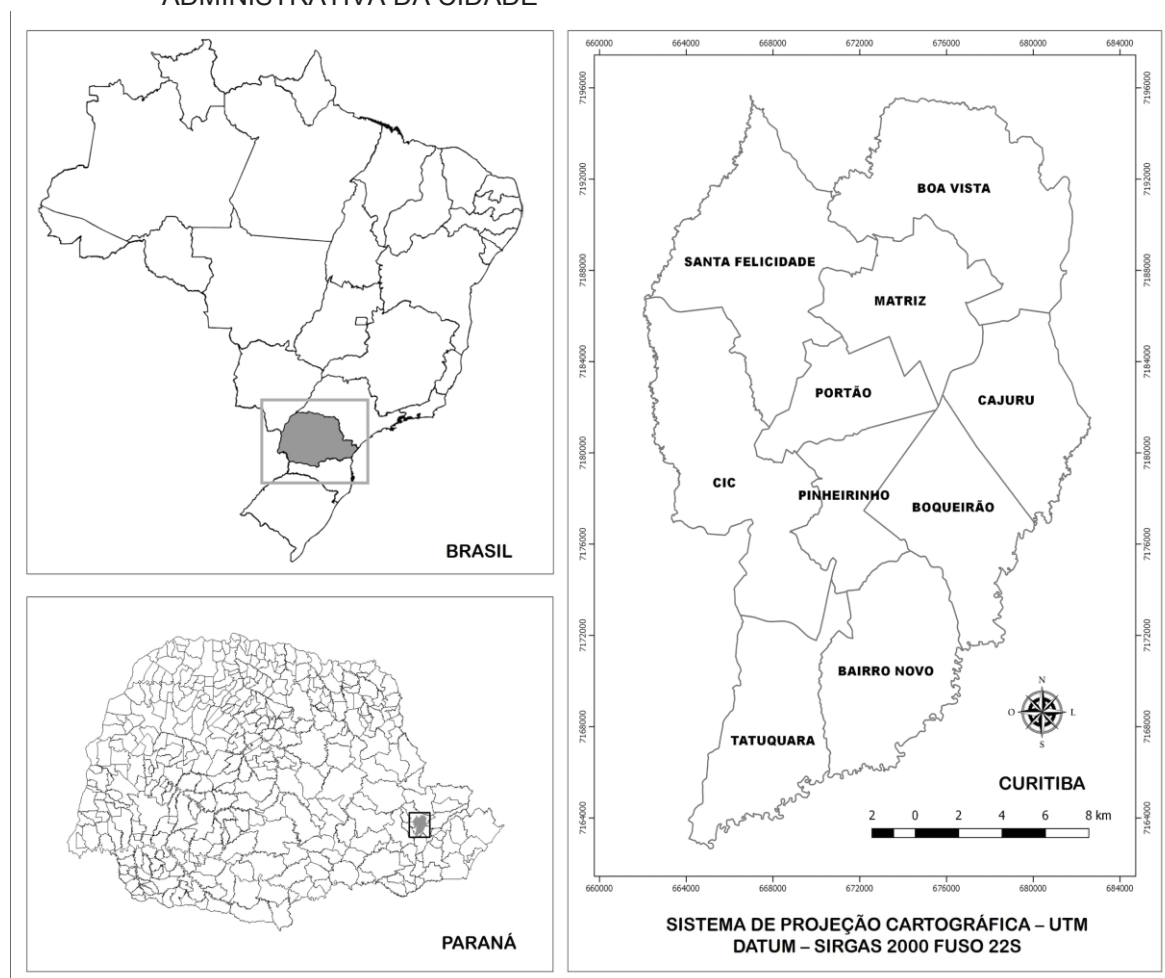
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende todo o município de Curitiba (FIGURA 2), localizado na região Sul do Brasil. O marco zero da cidade situa-se na Praça Tiradentes ($25^{\circ}25'46,89754''$ S e $49^{\circ}16'16,56011''$ W) (INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC), 2018d). O município possui 435,27 km² (43.527 ha) de área total, com extensão norte-sul de 33 km e leste-oeste de 21 km, dentro dos limites da Mata Atlântica (IPPUC, 2015).

Curitiba é subdividida em 75 bairros e 10 unidades administrativas, chamadas de regionais (IPPUC, 2015) e apresenta 412 km² de área urbanizada (FARIAS et al., 2017), o que representa aproximadamente 94,65% de sua área total.

FIGURA 2 - LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE CURITIBA NO ESTADO DO PARANÁ E DIVISÃO ADMINISTRATIVA DA CIDADE



FONTE: IPPUC (2018a), elaborado pelo autor (2019).

3.1.1 Caracterização do meio físico

Curitiba localiza-se no Primeiro Planalto Paranaense, entre a Serra do Mar a leste e a Escarpa Devoniana (Serra de São Luiz do Purunã) a oeste (CURITIBA, 2012). Possui relevo ondulado, caracterizado por uma sequência de terraços escalonados ordenados em intervalos altimétricos, constituída por sedimentos da formação Guabirotuba, de origem flúvio-lacustre, que lhe confere uma superfície do terreno relativamente regular (IPPUC, 2018c).

A altitude média do município é de 934,6 m, variando de 864,9 m, no bairro Caximba (cabeceira do rio Iguaçu, na região sul), onde o relevo é suavemente ondulado, a 1.021 m, no bairro Lamenha Pequena, na região norte, onde a topografia é acidentada e as declividades são mais acentuadas, em decorrência da proximidade com a Região Serrana de Açungüi (CURITIBA, 2012; IPPUC, 2018c).

A pedologia de Curitiba é caracterizada pela presença de solos das classes dos argissolos, cambissolos e latossolos, com a predominância dos dois últimos e de solos hidromórficos nas várzeas dos principais rios do município (IPPUC, 2017).

Quanto à hidrografia, Curitiba localiza-se à margem direita e a leste da bacia hidrográfica do rio Iguaçu, a maior do Paraná, sendo os principais rios o Atuba, o Belém, o Barigüi, o Passaúna, o Iguaçu e o Ribeirão dos Padilhas (CURITIBA, 2010).

3.1.2 Caracterização climática

Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, a região de Curitiba apresenta características do tipo Cfb (subtropical úmido e mesotérmico), com verões considerados amenos e invernos moderados a rigorosos, com geadas severas frequentes (IPPUC, 2015; 2018b). O clima de Curitiba é influenciado por massas de ar tropicais e polares, devido a sua posição e suas características topográficas, ao sul do Trópico de Capricórnio (IPPUC, 2018b).

A temperatura média anual em Curitiba é de 17,4 °C, com média do mês mais quente de 21,1 °C, podendo atingir máximas de 35 °C e o mês mais frio com média de 13,4 °C, registrando extremo de -2 °C (WREGE et al., 2012; CURITIBA, 2018). A pluviosidade média do município é de 1486,5 mm/ano e a umidade relativa é de aproximadamente 83% (WREGE et al., 2012).

3.1.3 Caracterização fitogeográfica

Em Curitiba ocorriam formações vegetais com espécies características de FOM (Montana e Aluvial) e campos naturais (SELUSNIAKI; ACRA, 2010). As regiões de FOM apresentavam uma elevada relevância fisionômica das espécies arbóreas *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (araucária), *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso (imbuia) e *O. odorifera*, além de outras canelas e espécies das famílias Fabaceae e Mirtaceae (RODERJAN et al., 2002). Na maior parte do município havia campos constituídos principalmente por espécies da família Poaceae, entremeados por pequenos núcleos florestais onde predominavam *A. angustifolia*, *O. porosa* e *O. odorifera*, sendo as duas últimas formadoras de densos sub-bosques, o que caracterizava a fitofisionomia da região (KLEIN; HATSCHBACH, 1962; RODERJAN et al., 2002).

Quanto à vegetação atual do município, referente a quantificação da floresta urbana, a área coberta por vegetação corresponde a 43,69% da cidade (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016a). Essa cobertura vegetal é composta por 34,70% de floresta urbana particular, representada por aquela inserida dentro das quadras e 8,98% de floresta urbana pública, considerando-se o arruamento, as áreas verdes e os corpos hídricos, sendo que 4,99% da área total de Curitiba correspondem à vegetação presente nas ruas, 3,23% correspondem à vegetação presente em áreas verdes e 0,76% correspondem à vegetação presente no entorno dos corpos hídricos (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016a).

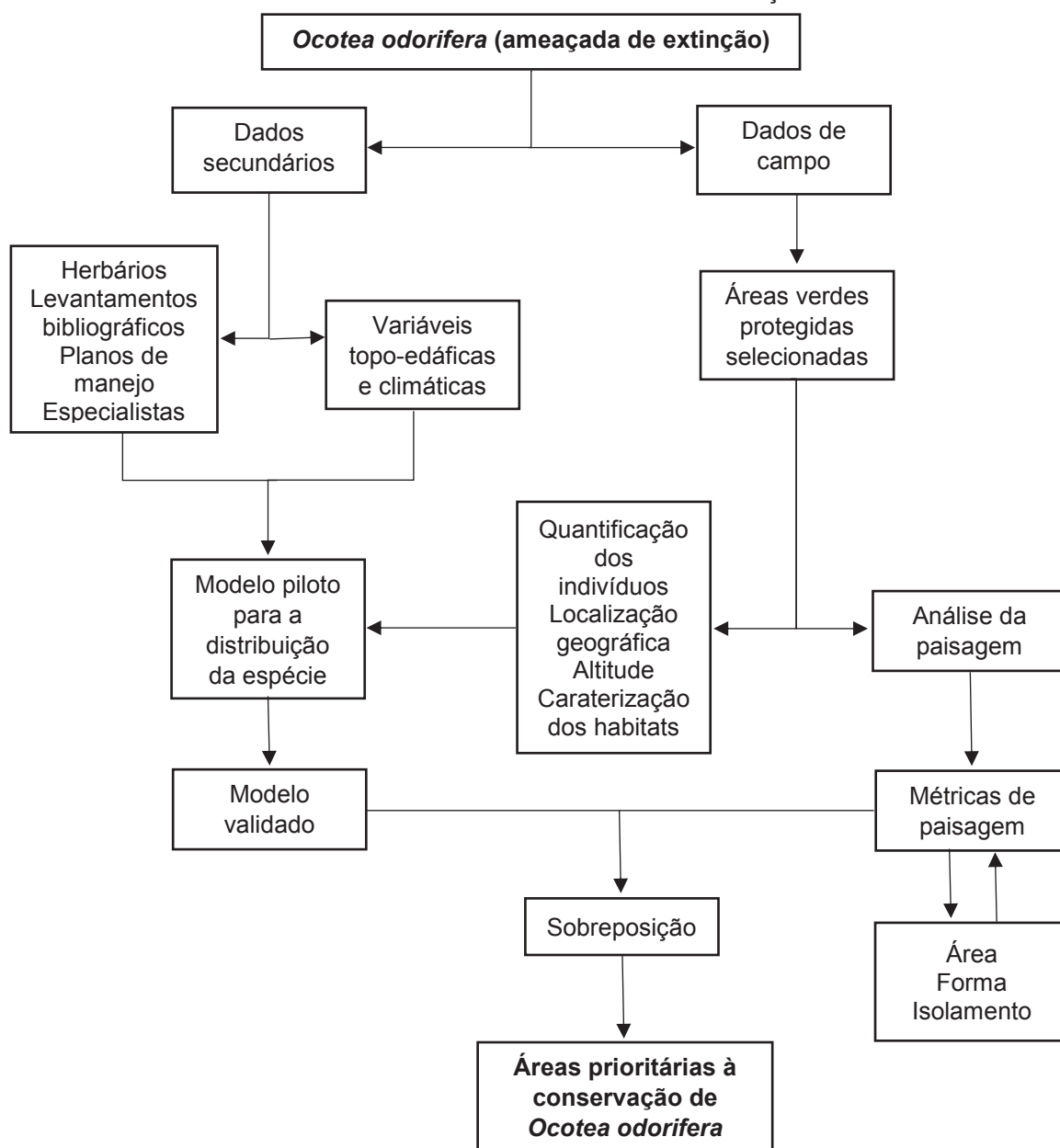
Segundo Grise, Biondi e Araki (2016b), a cidade possui menos de 5% de sua área contemplada por áreas verdes, sendo que a quantidade total de vegetação presente em parques e bosques corresponde a 3,15% de sua floresta urbana.

Curitiba possui 21 Reservas Particulares do Patrimônio Natural Municipal (RPPNMs); 9 Bosques de Conservação da Biodiversidade Urbana (BCBUs); 1 Estação Ecológica; 16 bosques; 32 parques; 1 Reserva da Vida Silvestre e 1033 tipologias representadas por largos, praças, jardinetes, eixos de animação, jardins ambientais e núcleos ambientais, totalizando 1.113 áreas verdes (IPPUC, 2018a).

3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

O estudo foi realizado em duas etapas principais. Na primeira etapa foi elaborado um modelo piloto de distribuição potencial de *O. odorifera* no município de Curitiba e na segunda, a análise da paisagem com base nos fragmentos de habitat da espécie. A partir das informações geradas por essas etapas, foi calculado o Índice de Prioridade de Conservação Florestal (IPCF), visando definir as áreas verdes protegidas mais relevantes à conservação de *O. odorifera* no município (FIGURA 3).

FIGURA 3 - FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DE ELABORAÇÃO DO ESTUDO



FONTE: O autor (2019).

3.2.1 Coleta dos dados de ocorrência

A coleta de dados foi dividida em duas partes. Na primeira, foi feito um levantamento bibliográfico à procura de registros de material relativo a *O. odorifera*, ou alguma observação dentro da área de estudo. O levantamento foi realizado em material herborizado presente na base de dados *SpeciesLink* (CRIA, 2017); em levantamentos florísticos realizados em Curitiba; em planos de manejo de Reservas Particulares do Patrimônio Natural Municipal (RPPNMs), a partir de relatos de funcionários da Prefeitura Municipal de Curitiba (PMC) e de especialistas da Universidade Federal do Paraná (UFPR).

Visando estimar a espacialização da espécie na área de estudo, foi elaborado primeiramente um modelo piloto de distribuição potencial. O intuito inicial foi realizar a elaboração de um modelo piloto de distribuição da espécie e, posteriormente, caso fossem encontrados novos indivíduos (após coletas baseadas no modelo piloto), gerar outro modelo com o acréscimo dos novos registros de ocorrência, o qual geraria um modelo definitivo, com base na metodologia proposta por Silva et al. (2017).

A segunda parte consistiu em validar o modelo piloto no campo, conforme recomendado por Morales, Fernández e Baca-González (2017), para os casos em que poucos pontos de ocorrência confirmada são utilizados na elaboração do modelo. Além disso, essa etapa serviu para a procura de novos indivíduos da espécie, com base no primeiro conjunto de dados (FRANKLIN, 2010; SILVA et al., 2017).

A validação do modelo foi realizada nas áreas verdes protegidas das categorias parques, bosques, RPPNMs e Bosques de Conservação da Biodiversidade Urbana (BCBUs). A definição dos fragmentos visitados foi realizada por meio da estimativa da área mínima ocupada pela probabilidade de ocorrência da espécie no interior de cada área verde protegida, estipulada a partir da área de projeção de copa de um indivíduo adulto da espécie. Assim, foi utilizado o valor de diâmetro de copa de 13,25 m (ORELLANA; KOEHLER, 2008) e, com base neste valor, calculou-se a área de copa (g), por meio da equação 1, sugerida por Wink et al. (2012).

$$g = \frac{(\pi \cdot d^2)}{4} (m^2) \quad (1)$$

onde:

d = diâmetro médio da copa (m)

A fim de obter informações mais completas sobre a sua distribuição na área de estudo (FRANKLIN, 2010; GIANNINI et al., 2012), foi considerada a área ocupada por, no mínimo, 138 m² de probabilidade de ocorrência da espécie dentro de cada área verde protegida.

Após a seleção das áreas com possíveis novos registros de *O. odorifera*, realizou-se uma amostragem pelo método de Avaliação Ecológica Rápida (AER) (SAYRE et al., 2003; SILVA et al., 2017). Para isso, foram realizadas expedições aos locais selecionados, entre os meses de julho e setembro de 2018. Nesses locais, caminhou-se aleatoriamente dentro dos seus limites, procurando abranger ao máximo possível as suas áreas, principalmente as partes mais centrais, devido à preferência da espécie por interior de floresta, com o registro de presenças de exemplares da espécie, seguindo os mesmos procedimentos realizados na primeira fase de coletas.

As coletas em campo seguiram as recomendações de Kamino et al. (2012a), registrando-se a localização geográfica; a altitude e as características do local (relevo, estado de conservação e cobertura vegetal), devido a sua rápida transformação no contexto urbano. Para a elaboração do modelo, foi utilizado apenas a localização geográfica de cada indivíduo encontrado. Esses pontos foram georreferenciados por meio do aparelho de GPS (*Global Positioning System*) modelo Garmin GPS® 78s, com erro aproximado de 10 metros.

Foram registrados todos os indivíduos encontrados, inclusive os jovens, pois, segundo Carvalho (2005), em florestas exploradas é mais comum a presença de indivíduos de *O. odorifera* que não atingiram a maturidade, poupados da extração ou brotações de tocos ou raízes.

Nos casos das RPPNMs indicadas pelo modelo com algum grau de adequação ambiental mínimo à espécie e com a probabilidade de ocorrência mais elevada, os proprietários foram contatados e questionados quanto ao possível registro da espécie em suas reservas, com base nas espécies constantes nos planos de manejo de cada propriedade.

3.2.2 Procedimentos de modelagem

O algoritmo utilizado para a modelagem foi o *Maxent*® (*Maximum Entropy*) (PHILLIPS; DUDÍK; SCHAPIRE, 2004), versão 3.4.1 de 2017. Esse algoritmo é definido como uma técnica de aprendizagem-automática (*machine-learning*) que

prevê a distribuição de probabilidades mais próxima à distribuição real da espécie (MARCO JÚNIOR; SIQUEIRA, 2009). Segundo Franklin (2010), o resultado gerado pelo *Maxent* é uma função exponencial que atribui uma probabilidade de ocorrência da espécie em cada ponto da paisagem.

O *Maxent* é um dos algoritmos mais utilizados devido ao seu elevado desempenho, mesmo com poucos dados amostrais, caso comum às espécies raras e ameaçadas de extinção (CHETAN; PRAVEEN; VASUDEVA, 2014). Além de sua utilização em MDPEs, também pode ser utilizado em diversas outras áreas, como administração e astronomia (FRANKLIN, 2010). A abordagem do *Maxent* busca encontrar a distribuição das probabilidades da entropia máxima, que é mais próxima da uniforme, sujeita a restrições impostas pelas informações disponíveis sobre a distribuição observada das espécies e as condições ambientais espacializadas na área de estudo, de acordo com a sua disponibilidade na paisagem (PEARSON et al., 2007; FRANKLIN, 2010; KAMINO et al., 2012a; CAMPBELL; HILDERBRAND, 2016).

Para a configuração do modelo foi utilizada a função logística, a qual proporciona uma estimativa que varia de 0 a 1% de probabilidade de presença da espécie (PHILLIPS; DUDÍK; SCHAPIRE, 2004), indicando a adequação ambiental do habitat para a sua ocorrência (KHANUM; MUMTAZA; KUMAR, 2013). A fim de obter um conjunto de possibilidades de distribuição da espécie mais adequado e eficiente, foram utilizadas 1.000 combinações com 10 repetições no modo *crossvalidate* (COSTA et al., 2018); limiar de convergência de 0,00001 (valor padrão) e porcentagem do teste aleatório de 0% (valor padrão) (RAMOS, 2011). Para o ajuste do raio foi utilizado -30, em função da escala de trabalho.

3.2.3 Variáveis abióticas utilizadas na modelagem

Foram selecionadas as variáveis ambientais consideradas mais pertinentes à distribuição da espécie em função da escala espacial (KAMINO, 2009; FIGUEIREDO et al., 2015), buscando-se não utilizar variáveis que fornecessem restrições desnecessárias ao modelo (PEARSON et al., 2007). Para isso, foram avaliados dados meteorológicos e topo-edáficos coletados no município de Curitiba (QUADRO 2).

QUADRO 2 - VARIÁVEIS ABIÓTICAS UTILIZADAS PARA A ELABORAÇÃO DO MODELO DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE *O. odorifera*

Código	Variável abiótica	Tipo de variável	Unidade	Fonte	Autores que recomendam
bio.1	Altitude	Contínua	m	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (2011)	Franklin (2010)
bio.2	Curvatura horizontal do terreno	Contínua	°/m	INPE (2011)	Bispo, Valeriano e Kuplich (2010)
bio.3	Curvatura vertical do terreno	Contínua	°/m	INPE (2011)	Bispo, Valeriano e Kuplich (2010); Carvalho e Carvalho (2012)
bio.4	Declividade	Contínua	°	INPE (2011)	Franklin (2010)
bio.5	Fitogeografia	Categórica	-	Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná (ITCG) (2017)	Yang et al. (2013)
bio.6	Forma do terreno	Contínua	-	INPE (2011)	-
bio.7	Geologia	Categórica	-	ITCG (2017)	Franklin (2010)
bio.8	Orientação do terreno	Contínua	°	INPE (2011)	Pio (2009); Bispo, Valeriano e Kuplich (2010)
bio.9	Pedologia	Categórica	-	IPPUC (2017)	Franklin (2010); Velazco et al. (2017); Zuquim et al. (2019)
bio.10	Precipitação média anual	Contínua	mm	Instituto das Águas do Paraná (ÁGUAS PARANÁ) (2017)	Franklin (2010)
bio.11	Relevo sombreado	Contínua	-	INPE (2011)	Carvalho e Carvalho (2012)
bio.12	Temperatura máxima	Contínua	° C	Leal (2012)	Bucklin et al. (2014)
bio.13	Temperatura mínima	Contínua	° C	Leal (2012)	Bucklin et al. (2014)

FONTE: O autor (2019).

Os valores de precipitação são referentes a coletas anuais realizadas em quatro pontos de monitoramento dentro dos limites do município, durante o período de 1993 a 1999 (ÁGUAS PARANÁ, 2017), sendo utilizados dados mensais. Foram utilizados valores de precipitação coletados em quatro pontos de monitoramento dentro da área de estudo, visando o detalhamento da variação meteorológica da

região. Esse período de coletas foi utilizado pela melhor qualidade dos dados fornecidos, os quais são apresentavam falhas em suas coletas.

Os dados de temperatura foram registrados mensalmente durante as quatro estações do ano de 2011, a partir de 44 pontos de coleta, distribuídos em quatro transectos na área urbana de Curitiba (LEAL, 2012). As variáveis meteorológicas foram interpoladas pela Ponderação pelo Inverso da Distância (IDW).

As camadas ambientais correspondentes às variáveis ambientais foram convertidas para o formato ASCII (.asc), recortadas com base nos limites geográficos do município de Curitiba e definidas com a mesma resolução espacial, conforme recomendado por Brown (2014), de 30 m, devido à resolução dos dados topográficos. Essas análises foram realizadas por meio do *software* QGIS® versão 2.18.

Com o intuito de evitar a multicolinearidade, quando ocorrem correlações elevadas (próximas de 1) entre as variáveis abióticas, os dados ambientais aos pares foram analisados por meio da Análise de Componentes Principais (PCA), no *software* R (R CORE TEAM, 2017). Sendo mantidos na análise os que obtiveram valores de correlação de Pearson inferiores a 0,7 (FIGUEIREDO et al., 2015; VANCINE, 2016). Esse procedimento visa prevenir informações repetitivas no modelo, facilitando a sua interpretação (FRANKLIN, 2010; FIGUEIREDO et al., 2015).

3.2.4 Avaliação do desempenho do modelo

Para verificar as variáveis mais relevantes ao modelo, foi utilizado o teste de *Jackknife*, recomendado para os casos em que poucos registros de ocorrência estão disponíveis, pois o uso deste teste com amostras maiores de dados bióticos pode superestimar a capacidade preditiva do modelo (PEARSON et al., 2007; MARCO JÚNIOR; SIQUEIRA, 2009; FIGUEIREDO et al., 2015). A informação fornecida pelo teste de *Jackknife* indica os requisitos ecológicos da espécie, que podem determinar a sua área de distribuição potencial (IBARRA-MONTOYA et al., 2010).

A estimativa da acurácia do modelo foi realizada por meio da Curva Característica de Operação (ROC), que avalia o seu desempenho através de um único valor, que representa a Área Sob a Curva (AUC) (GOMES, 2012; MEROW; SMITH; SILANDER JUNIOR, 2013; FIGUEIREDO et al., 2015).

A AUC indica a probabilidade de um ponto de presença escolhido aleatoriamente ser classificado como mais provável à ocorrência da espécie do que

outro ponto qualquer da área (MEROW; SMITH; SILANDER JUNIOR, 2013). Quanto mais próximo de 1 o valor de AUC, melhor a capacidade do modelo em estimar a presença de condições ambientais para a espécie (MARCO JÚNIOR; SIQUEIRA, 2009; RAMOS, 2011).

Foi utilizado o modelo cujo AUC com o conjunto total de dados de ocorrência (*Training data*), e um sub-conjunto desse, escolhido de forma aleatória, para testar a capacidade preditiva do modelo (*Test data*), mais próximo de 1, conforme recomendado por Gomes (2012).

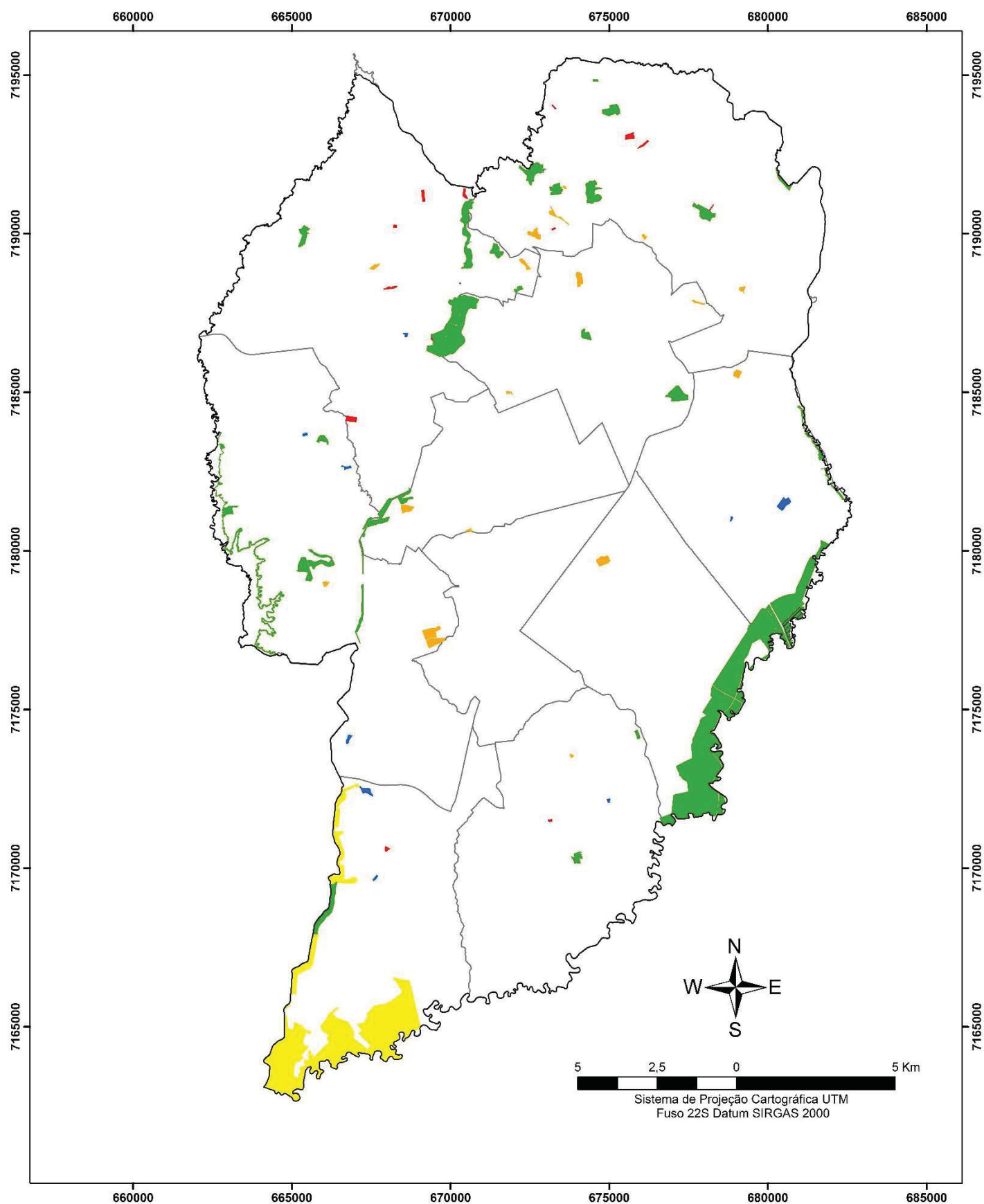
3.2.5 Análise espacial das áreas verdes protegidas

Após os procedimentos de modelagem, foi feita uma sobreposição do mapa final de distribuição potencial de *O. odorifera* no município de Curitiba com o arquivo *shapefile* contendo a delimitação das áreas verdes protegidas parques, bosques, RPPNs, BCBUs, Estação Ecológica (EE) e Refúgio de Vida Silvestre (RVS) (FIGURA 4). Essa abordagem verificou os locais mais aptos a conservar a espécie, conforme recomendado por Gomes (2012) e Ferrer-Sánchez e Rodríguez-Estrella (2016). Como parques, foram considerados o Jardim Botânico Municipal, o Jardim Zoológico de Curitiba e o Passeio Público.

Foram utilizadas essas tipologias de área verde protegida por apresentarem as maiores quantidades cobertura vegetal remanescente dentre as tipologias de áreas verdes do município, no caso dos parques e bosques (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016b); por possuírem menos impactos antrópicos (BIONDI, 2015b) e por oferecerem maiores possibilidades de conservação da espécie em relação a outras tipologias, uma vez que já se encontram com os seus usos consolidados regidos por legislações específicas (CURITIBA, 2000; 2015).

No entanto, como não foram selecionadas todas as tipologias de áreas verdes protegidas de Curitiba, optou-se pelo termo Áreas Verdes Protegidas Seleccionadas (AVPS) no presente trabalho, considerando aquelas que satisfazem os critérios supracitados. Para o Jardim Botânico Municipal, foi desconsiderada a área do Velódromo Municipal, devido ao arquivo fornecido pelo IPPUC separar essa área do restante da área verde.

FIGURA 4 - ÁREAS VERDES PROTEGIDAS SELECIONADAS DA CIDADE DE CURITIBA, PARANÁ

**Legenda**

Regionais de Curitiba

Áreas verdes protegidas

BCBU Bosque Estação ecológica Parque RPPNM RVS

FONTE: IPPUC (2018a), modificado pelo autor (2019).

Foram considerados como fragmentos florestais urbanos as delimitações das AVPSs devido à escala de análise, com base na definição sugerida por Biondi (2015a). Grise (2015) quantificou a floresta urbana de Curitiba considerando como fragmentos florestais os polígonos de vegetação contidos dentro de cada área verde. Porém, tal análise apenas foi possível devido ao detalhamento do material utilizado pela autora, o qual possuía uma resolução espacial de 0,5 m.

O arquivo *shapefile* de AVPSs foi elaborado com base na sobreposição de arquivos vetoriais fornecidos pelo IPPUC, datados de julho de 2018, contendo as delimitações de 48 áreas de parques e bosques; 21 RPPNMs, sendo excluída a RPPNM Ecoville, por ter sofrido anulação judicial; nove BCBUs, uma Estação Ecológica e um Refúgio da Vida Silvestre, totalizando 80 áreas protegidas. Foi considerado o tamanho médio dos *pixels* de 30 m.

O mapa original fornecido pelo *Maxent*, contendo 14 classes de probabilidade de ocorrência da espécie e a delimitação das áreas protegidas foi, então, reclassificado em três classes, sendo: Alta, Média e Baixa adequação ambiental para *O. odorifera*, com base nos intervalos das classes originais, a cada, aproximadamente, 33% de probabilidade de ocorrência da espécie, com adaptação das metodologias propostas por Morera-Chacón (2015) e Coelho, Carvalho e Gomide (2016). Essa etapa visou a melhor quantificação das áreas potenciais para a presença da espécie, e posterior determinação das áreas prioritárias para a sua conservação. Para isso, foi realizada uma classificação supervisionada no *software* ArcGis® 10.3.

Posteriormente, realizou-se um recorte da paisagem representada pela área com a maior probabilidade de ocorrência de *O. odorifera* a fim de delimitar somente a região do município com maior influência da estrutura da paisagem sobre as populações e indivíduos da espécie (DUARTE et al., 2013). A partir desse resultado, foi delimitado o recorte da paisagem com base nos limites das regionais administrativas de Curitiba (IPPUC, 2018a).

Calculou-se a área ocupada por cada classe de probabilidade de ocorrência dentro de cada área protegida (MORERA-CHACÓN, 2015), pois dentro de uma área podem ocorrer diferenças nas características ambientais, principalmente as relacionadas à topografia do local, em função da proximidade com corpos hídricos, o que pode ser um empecilho para o estabelecimento da espécie estudada.

3.2.6 Métricas de paisagem

Para o cálculo das métricas de paisagem, o arquivo *shapefile* fornecido pelo IPPUC contendo as delimitações das AVPSs foi convertido para o formato *raster* e dividido em duas classes (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000; DUARTE et al., 2013): de habitat, representada pelos fragmentos florestais e não-habitat, compreendendo a matriz urbana e outros fragmentos menos pertinentes à conservação da espécie.

Foi utilizado o *software Fragstats*® versão 4.2 (MCGARIGAL; MARKS, 1995) no cálculo das métricas de paisagem, escolhidas para representar o grau de fragmentação do habitat da espécie (JACKSON; LAACK; ZIMMERMAN, 2005). Foram utilizadas métricas de disposição, que visam, entre outras finalidades, caracterizar fragmentos da paisagem, em relação ao seu tamanho, formato e isolamento (METZGER, 2012). As métricas calculadas foram:

- 1) AREA - a métrica de área (ha) no formato *raster*, representa o número de *pixels* com um determinado valor, espacialmente relacionadas (LANG; BLASCHKE, 2009), conforme a equação 2.

$$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right) (m^2) \quad (2)$$

onde:

a_{ij} = área (m^2) do fragmento ij , dividido por 10.000 (conversão para hectares)

A métrica AREA pode indicar a capacidade de um fragmento em abrigar uma determinada quantidade de indivíduos e espécies, em função das demandas destes para manter populações mínimas viáveis (LANG; BLASCHKE, 2009). A importância dessa métrica para *O. odorifera* deve-se, portanto, à superfície de cada fragmento na paisagem para abrigar indivíduos da espécie.

- 2) SHAPE - refere-se ao Índice de Forma (IF) e é obtida pela proporção entre perímetro e área do fragmento, permitindo analisar se o fragmento possui forma regular, com valor mais próximo a 1, ou irregular, indicando uma tendência de maior vulnerabilidade a perturbações do ambiente (VOLOTÃO, 1998), conforme apresentado na equação 3.

$$\text{SHAPE} = \frac{0,25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \quad (3)$$

onde:

p_{ij} = perímetro (m) do fragmento ij ;

a_{ij} = área (m²) do fragmento ij

A métrica SHAPE (formato) fornece informações sobre a proporção do fragmento submetido aos efeitos de borda, onde se verifica, em geral, uma maior diversidade e densidade de espécies, além de maior exposição às perturbações externas e de produtividade biológica (METZGER, 2012). Essa métrica é pertinente a *O. odorifera* pois a espécie tem preferência pelas partes mais centrais dos fragmentos, onde, em geral, verifica-se menos perturbações ocasionadas pelo efeito de borda.

3) ENN - é a distância entre centros de fragmentos vizinhos mais próximos, servindo para conhecer o isolamento entre as áreas (VOLOTÃO, 1998). O valor da métrica é > 0 e aumenta infinitamente. A equação 4 indica o cálculo da métrica.

$$\text{ENN} = h_{ij} \quad (4)$$

onde:

h_{ij} = distância (m) do fragmento ij até o fragmento vizinho mais próximo do mesmo tipo (classe), baseado na distância de borda-a-borda

O isolamento de determinados fragmentos de habitat atua de modo negativo sobre a riqueza de espécies ao diminuir a taxa, ou o potencial, de imigração, ou de recolonização (METZGER, 2012). A métrica de isolamento foi escolhida pela distância entre os fragmentos de habitat de *O. odorifera* exercer influência sobre a dispersão de propágulos da espécie, sobretudo em ambiente urbano, como ocorre com outros grupos de espécies.

As notações das métricas de paisagem foram unificadas com a ferramenta *join*, presente no *software* ArcGis® 10.3, a partir da análise dos registros contidos na tabela de atributos da camada. Essa ferramenta permite anexar ou transferir informações entre diferentes camadas, com base na associação espacial ou de atributos em comum entre dados vetoriais.

3.2.7 Definição das áreas prioritárias à conservação de *O. odorifera*

Para a definição dos fragmentos de habitat prioritários à conservação de *O. odorifera* em Curitiba, foi utilizado o Índice de Prioridade de Conservação Florestal (IPCF), com adaptação da metodologia desenvolvida por Mello, Toppa e Cardoso-Leite (2016). O cálculo do IPCF possibilita a priorização de fragmentos florestais urbanos, orientando as medidas de conservação para cada um deles (MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016).

O IPCF foi elaborado com base no modelo de distribuição potencial de *O. odorifera* em Curitiba e nas métricas de paisagem calculadas para o recorte da área de maior adequação ambiental para a espécie no município.

Para a categorização das classes de adequação ambiental e das métricas de paisagem, os valores foram agrupados com base nas demandas autoecológicas da espécie. Desse modo, seguiu-se a seguinte padronização:

- a) Classes Alta e Média de adequação ambiental – valores crescentes, pois representam as melhores áreas para a ocorrência da espécie;
- b) AREA – valores crescentes, devido às maiores áreas fornecerem melhores condições ambientais ao estabelecimento e desenvolvimento da espécie;
- c) SHAPE – valores decrescentes, pois ao se aproximarem de 1, as formas dos fragmentos tendem a ser mais regulares;
- d) ENN – valores decrescentes, pois à medida que os fragmentos se aproximam um dos outros, estes tendem a favorecer a dispersão das espécies.

As métricas de paisagem e os valores relativos de adequação ambiental foram agrupados em três categorias (I, II e III). A partir disso, cada classe de adequação ambiental e cada métrica de paisagem recebeu um peso com base na importância de cada uma para a conservação da espécie.

Para a definição dos pesos das categorias de adequação ambiental, considerando as classes Alta e Média, foram calculados os centros de cada classe, visando representar a média de adequação ambiental em cada uma.

Os pesos de cada métrica de paisagem foram definidos conforme a Teoria de Metapopulações. A teoria sugere que as populações presentes em habitats fragmentados se distribuem espacialmente como um conjunto de subpopulações, formando uma metapopulação, em constante dinâmica gênica entre os fragmentos de habitat (LANG; BLASCHKE, 2009).

Considerando as características do ambiente urbano, determinou-se os seus pesos da seguinte maneira:

- a) É preferível uma área pequena e com efeito de borda proporcionalmente menor, pois para a ocorrência de *O. odorifera*, o efeito de borda é mais importante, do que o tamanho do fragmento;
- b) Considerando que as áreas presentes no meio urbano, em geral, são relativamente pequenas, é recomendado que ao menos estas sejam conectadas. Pois segundo a Teoria das Metapopulações, é mais importante a conectividade entre os fragmentos de habitat do que o seu tamanho;
- c) Ainda que os fragmentos de habitat apresentem efeito de borda, potencializado devido a sua forma irregular, também é preferível que estejam próximos entre si, para promover a dispersão de propágulos entre as subpopulações de espécies.

Com base na lógica apresentada, foram estipulados os seguintes valores de pesos para cada uma das métricas:

- a) AREA = peso 2,5;
- b) SHAPE = peso 3,5;
- c) ENN = peso 4,0.

As partes da equação para a adequação ambiental e as métricas de paisagem foram multiplicadas por 0,7 (70%) e 0,3 (30%), respectivamente, com o intuito de valorizar a modelagem de distribuição potencial e por terem sido utilizados aproximadamente 70% da adequação ambiental para o cálculo do IPCF.

Desse modo, com base nas variáveis avaliadas, utilizou-se a equação 5 para o cálculo do IPCF.

$$\text{IPCF} = (0,7(R * W(\text{ALTA}) + R * W(\text{MÉDIA}))) + (0,3(R * W(\text{AREA}) + R * W(\text{SHAPE}) + R * W(\text{ENN}))) \quad (5)$$

onde:

IPCF = Índice Prioritário de Conservação Florestal para cada fragmento de habitat;

R = posição no *ranking*;

W = peso de cada métrica/área de adequação ambiental;

Alta e Média = adequação ambiental relativa das classes Alta e Média na área protegida

Os valores dos índices para cada área protegida foram agrupados em três classes: 1 – Prioridade Muito Alta; 2 – Prioridade Alta e 3 – Prioridade Média (MELLO; TOPPA; CARDOSO-LEITE, 2016; SOBRAL-SOUZA et al., 2018). Assim, por meio do IPCF, foi elaborado um *ranking* para classificar as melhores áreas para a conservação de *O. odorifera*, considerando o IPCF para cada AVPS.

As áreas verdes protegidas não incluídas no cálculo do IPCF, por não apresentarem qualquer nível de adequação ambiental para a espécie, foram consideradas como de prioridade Baixa de conservação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 PONTOS DE OCORRÊNCIA CONFIRMADA DA ESPÉCIE

Com o levantamento bibliográfico detectou-se seis pontos de ocorrência de *O. odorifera*, localizados em cinco áreas com vegetação remanescente, sendo três em RPPNs, a Airumã (um indivíduo) e a Bosque da Coruja (dois indivíduos); um no Bosque Boa Vista (Dr. Martim Lutero) e outros dois nos parques Barigüi e Barreirinha. Na RPPN Bosque da Coruja foram encontrados quatro indivíduos da espécie, porém, devido à proximidade inferior a 10 m entre eles, ocasionada pelo erro do aparelho de GPS, que sobrepôs as coordenadas geográficas de dois indivíduos, optou-se por não as utilizar.

Posteriormente, após a consulta a funcionários da Prefeitura Municipal de Curitiba (PMC) e da UFPR, foram encontrados mais seis indivíduos, sendo cinco presentes em uma área de interesse público pertencente à PMC e um no horto florestal do município (Horto Municipal da Barreirinha) (TABELA 1). Totalizando, assim, 12 pontos de ocorrência da espécie, em sete áreas, os quais constituíram as variáveis bióticas utilizadas para a elaboração do modelo de distribuição potencial.

TABELA 1 - CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE OCORRÊNCIA DE *O. odorifera* COLETADOS EM CURITIBA, PARANÁ

Local	Fase	Coord. X	Coord. Y	Altit.	Características do local
1	A	673230	7190135	952	Declivoso, medianamente alterado, com regeneração
1	J	673248	7190115	948	Declivoso, medianamente alterado, com regeneração
2	J	672862	7191567	977	Declivoso, pouco alterado, com regeneração
2	A	672761	7191622	985	Declivoso, pouco alterado, com regeneração
2	A	672706	7191605	979	Declivoso, pouco alterado, com regeneração
2	A	672699	7191620	1001	Declivoso, pouco alterado, com regeneração
2	J	672669	7191605	983	Declivoso, pouco alterado, com regeneração
3	A	676083	7189906	964	Plano, bastante alterado, sem regeneração
4	A	675185	7193523	988	Plano, bastante alterado, sem regeneração
5	A	669163	7191257	992	Ondulado, pouco alterado, com regeneração
6	A	675096	7194068	966	Ondulado, pouco alterado, com regeneração
7	A	670419	7187739	933	Ondulado, pouco alterado, com pouca regeneração

FONTE: O autor (2019).

NOTA: **Local:** 1 – RPPN Bosque da Coruja; 2 – Área da PMC; 3 – Bosque Boa Vista; 4 – Horto da Barreirinha; 5 – RPPN Airumã; 6 – Parque Municipal da Barreirinha; 7 – Parque Barigüi. **Fase:** A – Adulta e J – Jovem.

Também foram realizadas visitas aos bosques Reinhard Maack e São Nicolau à procura de *O. odorifera*, uma vez que informações repassadas pela Prefeitura de Curitiba indicavam a sua ocorrência nestes locais, porém não foram encontrados

indivíduos da espécie. O mesmo ocorreu em outros locais indicados pelo modelo como de baixa adequação ambiental. Isso provavelmente se deve às características autoecológicas da espécie, que a tornam sensível a determinados aspectos do ambiente, principalmente se este estiver antropizado.

Dos 12 indivíduos encontrados, nove eram adultos (FIGURA 5a) e três encontravam-se na fase juvenil (FIGURA 5b). A maioria dos locais apresentou relevo declivoso e regeneração de espécies nativas (FIGURA 6a), com exceção do Bosque Boa Vista e do Parque da Municipal da Barreirinha (FIGURA 6b).

FIGURA 4 - INDIVÍDUO ADULTO (A) E JOVEM (B) DE *O. odorifera* REGISTRADOS EM ÁREAS VERDES PROTEGIDAS SELECIONADAS DE CURITIBA



FONTE: O autor (2019).

NOTA: A – Horto Municipal da Barreirinha e B – Área da PMC.

FIGURA 5 - COBERTURA VEGETAL EM ÁREAS VERDES PROTEGIDAS SELECIONADAS DE CURITIBA, PARANÁ COM A PRESENÇA DE INDIVÍDUOS DE *O. odorifera*



FONTE: O autor (2019).

NOTA: A – RPPNM Bosque da Coruja, com regeneração de espécies nativas e B – Bosque Boa Vista, com recobrimento de gramado.

Os locais onde a espécie foi encontrada se limitaram à porção centro-norte do município. Esse resultado é explicado pelo fato de a região norte concentrar as maiores altitudes, de aproximadamente 1.000 m, e declividades, além das classes de solos Latossolos e Cambissolos, indicadas por Martins (2016) como as preferidas pela espécie.

A localização dos pontos de ocorrência limitada à região norte da área de estudo não constitui uma deficiência à modelagem de distribuição potencial de *O. odorifera*, pois fornece indícios sobre os locais mais propícios à ocorrência da espécie. No entanto, nem todos os locais onde indivíduos de determinada espécie estão presentes se constituem nos melhores ambientes para o seu estabelecimento, podendo oferecer condições ambientais incompletas para suprir as suas demandas autoecológicas. Desse modo, embora os indivíduos consigam se desenvolver, estes podem não ser capazes de fazê-lo com bom desempenho. Por isso, o algoritmo de distribuição potencial irá verificar quais as condições mais relevantes para as espécies, independentemente da vitalidade dos indivíduos amostrados.

Além disso, os locais sem registros de ocorrência não devem ser interpretados como ausências da espécie, mas como representando o ambiente de segundo plano,

apresentando condições medianas de estabelecimento da espécie e que, por algum motivo autoecológico, nunca foi colonizado (FRANKLIN, 2010; BROWN, 2014). Brown (2014) acrescenta que esses locais podem ajudar a diferenciar as condições ambientais sob as quais uma espécie potencialmente pode ocorrer, indicando um habitat ambientalmente adequado.

No entanto, Pearson et al. (2007) salientam que os modelos desenvolvidos usando poucas amostras de dados bióticos, com quantidades entre 5, quantidade mínima para a elaboração do modelo, e 15 pontos amostrais, devem ser interpretados como indicadores de regiões com condições ambientais semelhantes àquelas onde as espécies são conhecidas. Os autores sugerem que tais modelos sejam utilizados na segmentação de pesquisas de campo para localizar populações e indivíduos desconhecidos, porém não como estimativas dos limites reais para o alcance de uma espécie.

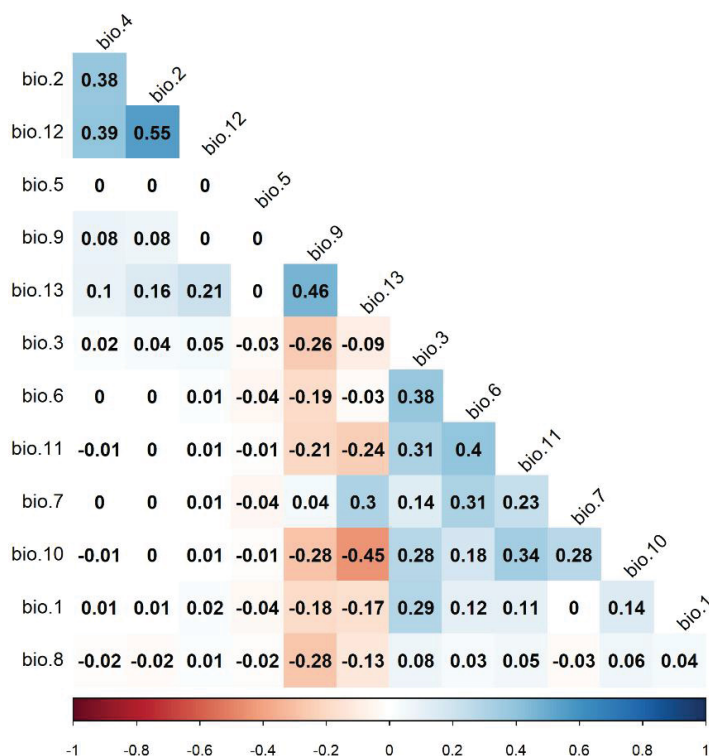
Segundo a Prefeitura Municipal de Curitiba, em seu Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica (CURITIBA, 2012), a cidade produz mudas de *O. odorifera* no Horto Municipal da Barreirinha para serem plantadas em áreas verdes do município. Já foram realizados plantios de enriquecimento em locais como o Bosque Irmã Clementina, o Bosque Reinhard Maack, o Parque Municipal da Barrerinha e o Parque Barigüi, porém não foi realizado o acompanhamento do desenvolvimento das mudas (LIMA, 2018). As duas matrizes para a coletas das sementes estão localizadas no Horto Municipal da Barreirinha e no Parque Municipal da Barreirinha (CURITIBA, 2012).

Nas coletas de campo não foram encontrados indivíduos jovens da espécie nos locais citados onde houve plantios de enriquecimento realizados pela Prefeitura, o que não significa que não tenha havido sucesso no plantio.

4.2 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS

A Análise de Componentes Principais (PCA) não indicou valores de correlação de Pearson superiores a 0,7 (FIGURA 7). Assim, todas as variáveis selecionadas para o estudo foram utilizadas para compor o modelo de distribuição potencial, sendo consideradas pertinentes a sua autoecologia.

FIGURA 6 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS PARA AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS UTILIZADAS PARA A MODELAGEM



FONTE: O autor (2019).

NOTA: bio.1 – altitude; bio.2 – curvatura horizontal do terreno; bio.3 – curvatura vertical do terreno; bio.4 – declividade; bio.5 – fitogeografia; bio.6 – forma do terreno; bio.7 – geologia; bio.8 – orientação do terreno; bio.9 – pedologia; bio.10 – precipitação média anual; bio.11 – relevo sombreado; bio.12 – temperatura máxima; bio.13 – temperatura mínima.

A maioria das variáveis utilizadas (10 variáveis das 13 utilizadas) para compor o modelo foi não-climática, corroborando a recomendação de Cruz-Cárdenas et al. (2014), de que, para a elaboração de MDPEs, sejam incluídas principalmente variáveis topográficas e pedológicas, devendo as climáticas serem consideradas como auxiliares.

Além disso, destaca-se a quantidade de variáveis topo-edáficas utilizadas no presente estudo, 10 ao todo, superior à quantidade comumente utilizada em estudos de MDPE. Figueiredo et al. (2015), utilizaram quatro variáveis não-climáticas: declividade, exposição, distância vertical à drenagem mais próxima e Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para estimar a distribuição potencial de espécies florestais no Estado do Acre. Em outros estudos, mesmo aqueles que compreendem escalas espaciais médias e pequenas, normalmente se prioriza a utilização de variáveis climáticas, como nos trabalhos de Pio (2009) e Yang et al. (2013), no Distrito Federal e em uma região da Índia, respectivamente.

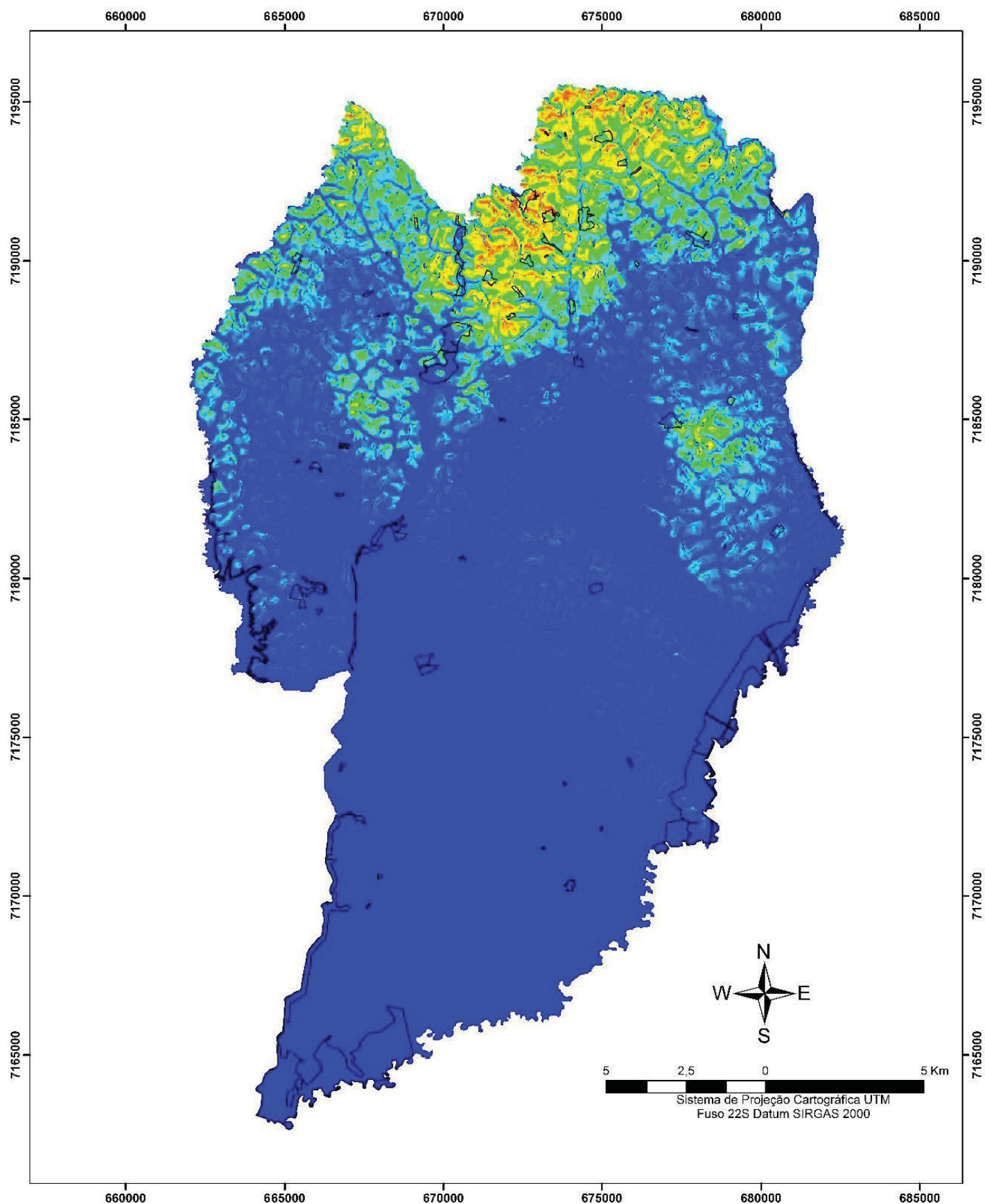
4.3 MODELO DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL

O mapa gerado pelo *Maxent* (FIGURA 8) indicou que a região centro-norte de Curitiba, que compreende as regionais Boa Vista, Matriz, Santa Felicidade e Cajuru, correspondendo a 19.550,30 ha, apresenta as maiores probabilidades de ocorrência de *O. odorifera*. Segundo Grise; Biondi; Araki (2016b), as duas primeiras regionais supracitadas possuem as maiores quantidades de áreas protegidas do município.

Esse resultado corrobora os locais onde os exemplares da espécie foram registrados, sendo que aqueles com maiores probabilidades de ocorrência da espécie estão localizados mais próximos ao limite norte de Curitiba e em altitudes mais elevadas.

O algoritmo *Maxent* indicou uma área de distribuição potencial limitada para *O. odorifera*. Isso provavelmente se deve à escala das variáveis abióticas utilizadas, o que favorece o maior detalhamento da adequação ambiental para a espécie. Além disso, segundo algumas pesquisas (PANDO; GILES, 2007; PIO, 2009; RAMOS, 2011), esse algoritmo é mais rigoroso do que outros utilizados para MDPE, apresentando, na maioria dos casos, desempenhos melhores. Phillips, Anderson e Schapire (2006) acrescentam que o *Maxent* tem a capacidade de distinguir melhor as áreas apropriadas das inapropriadas para a distribuição das espécies, em comparação com outros algoritmos de MDPE.

A não ocorrência potencial de *O. odorifera* em toda a área de estudo pode ser justificada pelos argumentos de Murphy e Lovett-Doust (2007), que explicam que os indivíduos de uma espécie tendem a responder exatamente da mesma maneira às condições ambientais, no entanto, uma variação regional na distribuição dessas condições pode influenciar o desenvolvimento dos indivíduos. Assim, o resultado apresentado indica que, embora o município de Curitiba apresente fatores ambientais relevantes para a ocorrência de *O. odorifera*, as diferenças ambientais que ocorrem nestes podem favorecer ou dificultar o seu estabelecimento. Assim, outras espécies ameaçadas de extinção que apresentam sensibilidade ambiental também podem ser beneficiadas se estudos mais detalhados sobre a sua distribuição potencial forem realizados.

FIGURA 8 - OCORRÊNCIA POTENCIAL DE *O. odorifera* NO MUNICÍPIO DE CURITIBA**Legenda**

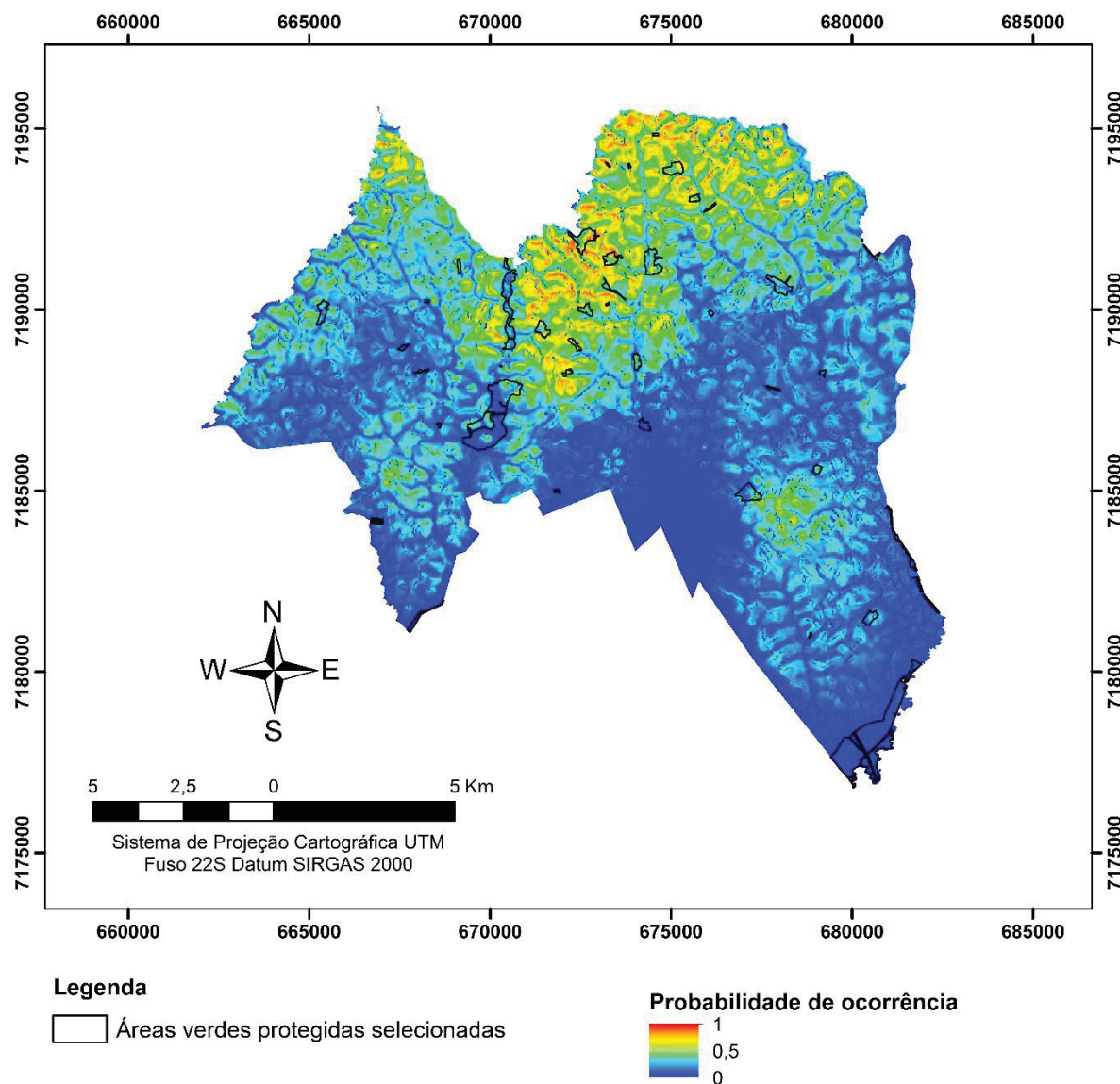
□ Áreas verdes protegidas selecionadas

Probabilidade de ocorrência



A região oeste de Curitiba, que compreende as proximidades do Parque Passaúna, devido a apresentar uma adequação ambiental muito baixa e poucas áreas protegidas, não foi considerada para o recorte da área com as maiores probabilidades de ocorrência de *O. odorifera* em Curitiba (FIGURA 9).

FIGURA 7 - RECORTE DA OCORRÊNCIA POTENCIAL DA ESPÉCIE, EVIDENCIANDO A PORÇÃO CENTRO-NORTE DO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ



FONTE: O autor (2019).

A delimitação de parte da área de estudo para a análise da paisagem é aceita no meio científico, podendo-se optar por não se considerar toda a área indicada pelo modelo de distribuição potencial para a análise espacial do habitat de determinada espécie. Duarte et al. (2013), realizaram um recorte da paisagem com ocorrência de

Setophaga chrysoparia (Sclater, PL & Salvin, 1860) no Estado do Texas, Estados Unidos, em relação à área de reprodução, devido ao seu habitat ser esparsos na região.

4.3.1 Desempenho do modelo

Os valores da Área Sob a Curva (AUC) variaram de 0,954 a 0,988 para o conjunto de dados *Training data* e de 0,285 a 1,0 para o *Test data* entre as 10 repetições realizadas no algoritmo de modelagem. Foi escolhido o modelo cujo AUC do *Training data* apresentou valor de 0,963 e o de *Test data*, igual a 1 (FIGURA 10). Esses valores de AUC indicam, portanto, que o modelo gerado utilizando tais variáveis ambientais explica 96,3% da distribuição da espécie na área de estudo. Os valores de AUC encontrados são considerados excelentes, por serem superiores a 0,9 (YANG et al., 2013). Segundo Ramos (2011), esses valores também mostram o quão relevante são os pontos de localização geográfica obtidos para a espécie.



FONTE: O autor (2019).

Os valores de AUC constatados no presente estudo são semelhantes aos encontrados em outros trabalhos para espécies do gênero *Ocotea*, corroborando a capacidade do algoritmo em prever a ocorrência potencial deste grupo de espécies.

Utilizando o algoritmo *Maxent*, Coelho, Carvalho e Gomide (2016) encontraram um valor semelhante de AUC (0,964) para *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez, em Minas Gerais. Martins (2016), em seu estudo verificou que as espécies *Ocotea catharinensis* Mez, *O. odorifera* e *O. porosa* apresentaram valores de AUC de 0,940, 0,910 e 0,960, respectivamente, em um recorte que inclui parte da Mata Atlântica, desde a Bahia até o Rio Grande do Sul.

Quanto às análises fornecidas pelo gráfico de AUC, Marco Júnior e Siqueira (2009) explicam que a sensibilidade do modelo se refere à proporção de presenças verdadeiras do total de presenças previstas, enquanto que a especificidade é a proporção de ausências verdadeiras, ou seja, locais onde a espécie não ocorre, em relação às ausências preditas pelo modelo.

Philips, Dudík e Schapire (2004) quando explicam o gráfico do modelo, dizem que as linhas azul e vermelha devem ser idênticas, de modo que a linha vermelha indica uma maior AUC do que a linha azul. A linha vermelha mostra que o ajuste do modelo para os dados de treinamento é o verdadeiro teste da capacidade de estimativa. A linha preta mostra o que seria esperado se o modelo não fosse melhor do que o acaso.

Por fim, os autores enfatizam que quanto mais próximo a linha azul for do canto superior esquerdo, melhor o desempenho do modelo em prever as presenças contidas na amostra de teste de dados. Assim, o gráfico (FIGURA 10) para *O. odorifera* apresenta um comportamento próximo ao ideal para uma espécie.

4.3.2 Contribuição das variáveis abióticas do modelo

A análise de contribuição relativa das variáveis ao modelo (TABELA 2) indicou que a mais relevante foi pedologia, contribuindo com 48,9% da resposta indicada pelo modelo. A segunda e a terceira variáveis que mais contribuíram foram a forma do terreno e a precipitação, com 12,7% e 11,3%, respectivamente. Enquanto as variáveis temperatura mínima e orientação do terreno não apresentaram contribuição ao modelo elaborado.

TABELA 2 - CONTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DE CADA VARIÁVEL ABIÓTICA UTILIZADA PARA A MODELAGEM

Variável	Contribuição (%)
Pedologia	48,9
Forma do terreno	12,7
Precipitação	11,3
Altitude	7,4
Geologia	6,4
Fitogeografia	3,6
Declividade	3,3
Curvatura horizontal	3,1
Relevo sombreado	2
Temperatura máxima	0,8
Curvatura vertical	0,6
Temperatura mínima	0
Orientação do terreno	0
Total	100

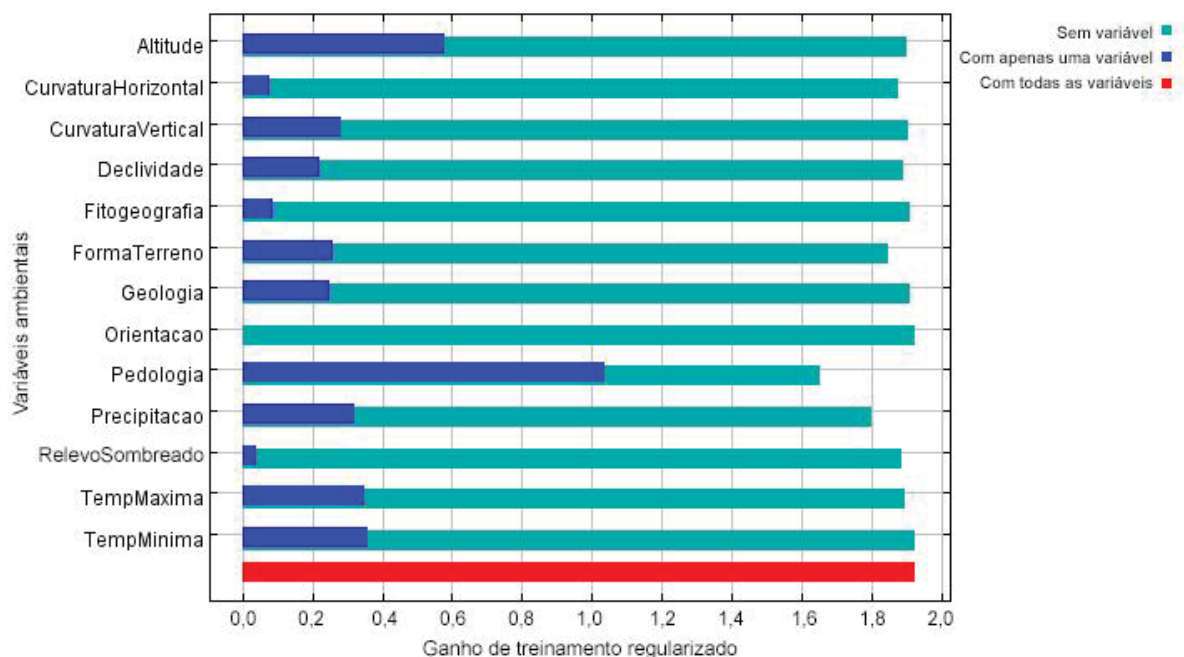
FONTE: O autor (2019).

No entanto, Savino (2016) salienta que essas contribuições não devem ser consideradas como a causa da distribuição da espécie, mas somente como as variáveis que mais contribuem para uma boa delimitação entre as áreas apropriadas e inadequadas. Além disso, essas variáveis são apenas um indicativo dos melhores locais para o estabelecimento de uma espécie, de modo que, no caso do plantio de espécies vegetais, outros parâmetros de cada local também devem ser considerados.

O teste de *Jackknife* (FIGURA 11) indicou que a ocorrência de *O. odorifera* parece ser influenciada pela variável pedologia, por esta ter sido a mais relevante ao modelo também quando utilizada isoladamente. Ramos (2011) explica que a variável abiótica mais relevante, quando indicada pelo teste de *Jackknife*, tem sozinha, a informação ambiental mais pertinente ao modelo gerado e que não está presente nas demais variáveis, por isso, se omitida, será a mais prejudicial a este.

A importância da pedologia, tanto em sua contribuição relativa quanto em sua capacidade preditiva quando utilizada isoladamente é explicada pela migração das espécies, que pode ser restringida pela adequação do solo em sua via potencial de dispersão de propágulos, conforme sugerido por Zuquim et al. (2019). Além disso, quando os solos não apresentam condições adequadas para o estabelecimento da espécie, o local fica fora de sua tolerância e com baixa probabilidade de sua ocorrência, mesmo que as condições climáticas sejam favoráveis a sua autoecologia (ZUQUIM et al., 2019). *O. odorifera* tem preferência por solos pouco profundos e de drenagem rápida, além de possuírem elevada fertilidade química (CARVALHO, 2005; POTTKER et al., 2016).

FIGURA 9 - TESTE JACKKNIFE INDICANDO A IMPORTÂNCIA DE DIFERENTES VARIÁVEIS AJUSTADAS AO MODELO



FONTE: O autor (2019).

NOTA: As barras em azul claro indicam o modelo sem a respectiva variável, em azul escuro com apenas a variável e em vermelho com todas as variáveis utilizadas simultaneamente.

Em experimento realizado por Keil, Reissmann e Péllico Netto (2006), quanto às exigências nutricionais de *O. odorifera*, verificou-se que a espécie é sensível à falta de Potássio (K) e Magnésio (Mg) no solo, o que afeta a produção do óleo essencial. Com isso, pode-se inferir que os locais onde os indivíduos da espécie foram encontrados apresentam solos com capacidade razoável de fornecer nutrientes importantes para o bom desenvolvimento de indivíduos da espécie.

A segunda variável mais importante quando utilizada sozinha foi altitude, devido às preferências autoecológicas da espécie, corroborando a afirmação de Lorenzi (1992) e Pottker et al. (2016), de que *O. odorifera* prefere encostas elevadas para se desenvolver. Essa variável é importante por afetar sistematicamente o comportamento climático, principalmente o regime de temperaturas e a precipitação orográfica (FRANKLIN, 2010). Desse modo, possivelmente, a variável declividade condiciona diferenças microclimáticas na região centro-norte de Curitiba em relação ao restante do município, favorecendo as exigências abióticas da espécie.

Bispo, Valeriano e Kuplich (2010) acrescentam que a altitude também se relaciona ao gradiente de distribuição pedológica, condicionando diferentes padrões vegetacionais na paisagem. Essa afirmação condiz com a distribuição original da

vegetação no município de Curitiba, onde havia a predominância de fitofisionomias arbóreas na porção centro-norte, contrapondo a vegetação composta essencialmente por espécies herbáceas, principalmente da família Poaceae, no restante da área (FANINI, 2008).

Outros estudos sobre a modelagem de distribuição potencial de espécies de Lauraceae não encontraram relação entre a sua ocorrência e variáveis topo-edáficas. Isso se deve, possivelmente, à escala de trabalho utilizada, geralmente não em escala de paisagem, abrangendo áreas extensas onde, como sugerido anteriormente, a distribuição das espécies tende a ser mais influenciada por variáveis climáticas. Além disso, as estimativas de distribuição potencial que utilizam apenas parâmetros climáticos são imprecisos (ZUQUIM et al., 2019). Velazco et al. (2017) recomendam, assim, a inclusão de dados topo-edáficos juntamente com variáveis climáticas aos modelos de distribuição potencial, visando o alcance de previsões mais precisas, com o aumento da acurácia dos modelos.

A variável orientação do terreno não apresentou relevância ao modelo gerado, obtendo valor nulo, podendo, portanto, ser excluída da base de dados do modelo sem qualquer prejuízo a sua acurácia. Essa variável representa a disposição do terreno em relação ao sol, correspondendo à medida do ângulo horizontal da direção esperada do escoamento superficial (BISPO; VALERIANO; KUPLICH, 2010).

Os resultados de outros estudos demonstram que a orientação do terreno não exerce influência sobre o estabelecimento e o desenvolvimento de *O. odorifera*. Martins (2016) também encontrou um valor baixo para orientação do terreno para a predição da área ocupada por *O. odorifera* no Brasil, com valor de 1,09% de contribuição ao modelo gerado.

Porém, Bispo, Valeriano e Kuplich (2010) e Franklin (2010) afirmam que a direção da orientação do terreno atua sobre a quantidade de radiação solar recebida pela encosta, regula os regimes hídricos e de energia locais, afetando a umidade do solo disponível às plantas. De fato, os locais onde os exemplares de *O. odorifera* foram encontrados apresentam orientação predominantemente voltada para o sul, a qual tende a fornecer menor insolação. Essa constatação é evidenciada por Carvalho (1994), o qual aponta a característica esciófila da espécie, que na fase juvenil, necessita de sombra para se desenvolver.

Segundo Coelho, Carvalho e Gomide (2016), as variáveis abióticas que apresentam ganhos próximos a 1, podendo ser superior à unidade, pelo teste de *Jackknife* apresentam informações altamente correlacionadas às ocorrências, indicando boas predições, enquanto que aquelas com muito baixo, próximo de zero, representam a predição de um modelo aleatório.

Com isso, tem-se indícios sobre as relações entre a possível ocorrência de *O. odorifera* e as características topo-edáficas do terreno. Sendo que a vegetação se adequa às variáveis topográficas e climáticas ao longo de diferentes aspectos da paisagem e exerce controle direto sobre o transporte e o acúmulo de nutrientes e de estruturas de propagação, que afetam a sua distribuição e permitem o estabelecimento de variadas fitofisionomias (BISPO; VALERIANO; KUPLICH, 2010).

4.4 ADEQUAÇÃO AMBIENTAL PARA *O. odorifera* EM CADA FRAGMENTO DE HABITAT

A reclassificação da adequação ambiental, demonstrada por meio do modelo de distribuição potencial indicou que a maior parte do município de Curitiba apresenta condições pouco favoráveis à ocorrência da espécie, correspondendo a 88,2% de sua área total (TABELA 3).

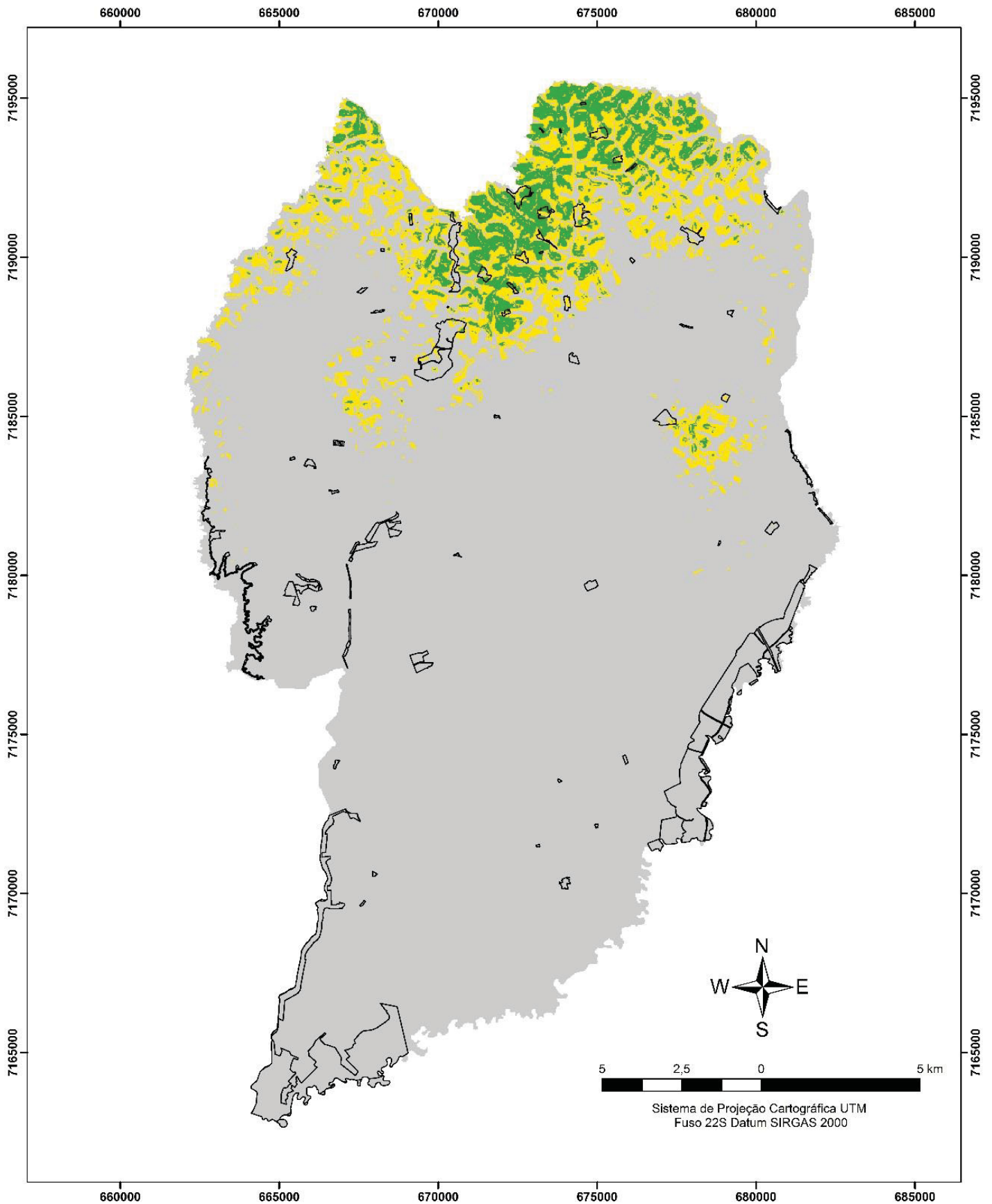
TABELA 3 - CLASSES DE ADEQUAÇÃO AMBIENTAL PARA *O. odorifera* NO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ

Classe	Área total (ha)	Área relativa (%)
Alta	1.766,8	4,1
Média	3.365,6	7,7
Baixa	38.322,3	88,2

FONTE: O autor (2019).

A área com potencial de ocupação por *O. odorifera* em Curitiba é de aproximadamente 5.132,4 ha, o que corresponde a 11,8% da área total do município (FIGURA 12). O restante da área apresenta condições inferiores de adequação ambiental por constituir relevo menos acidentado e com maiores possibilidades de encharcamento do solo. Tais fatores podem, de acordo com Yang et al. (2013), constituir barreiras biogeográficas ao estabelecimento da espécie.

FIGURA 12 - RECLASSIFICAÇÃO DE ADEQUAÇÃO AMBIENTAL PARA *O. odorifera* NO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ



Legenda

Áreas verdes protegidas selecionadas

Adequação ambiental

Baixa (0 - 0,31)

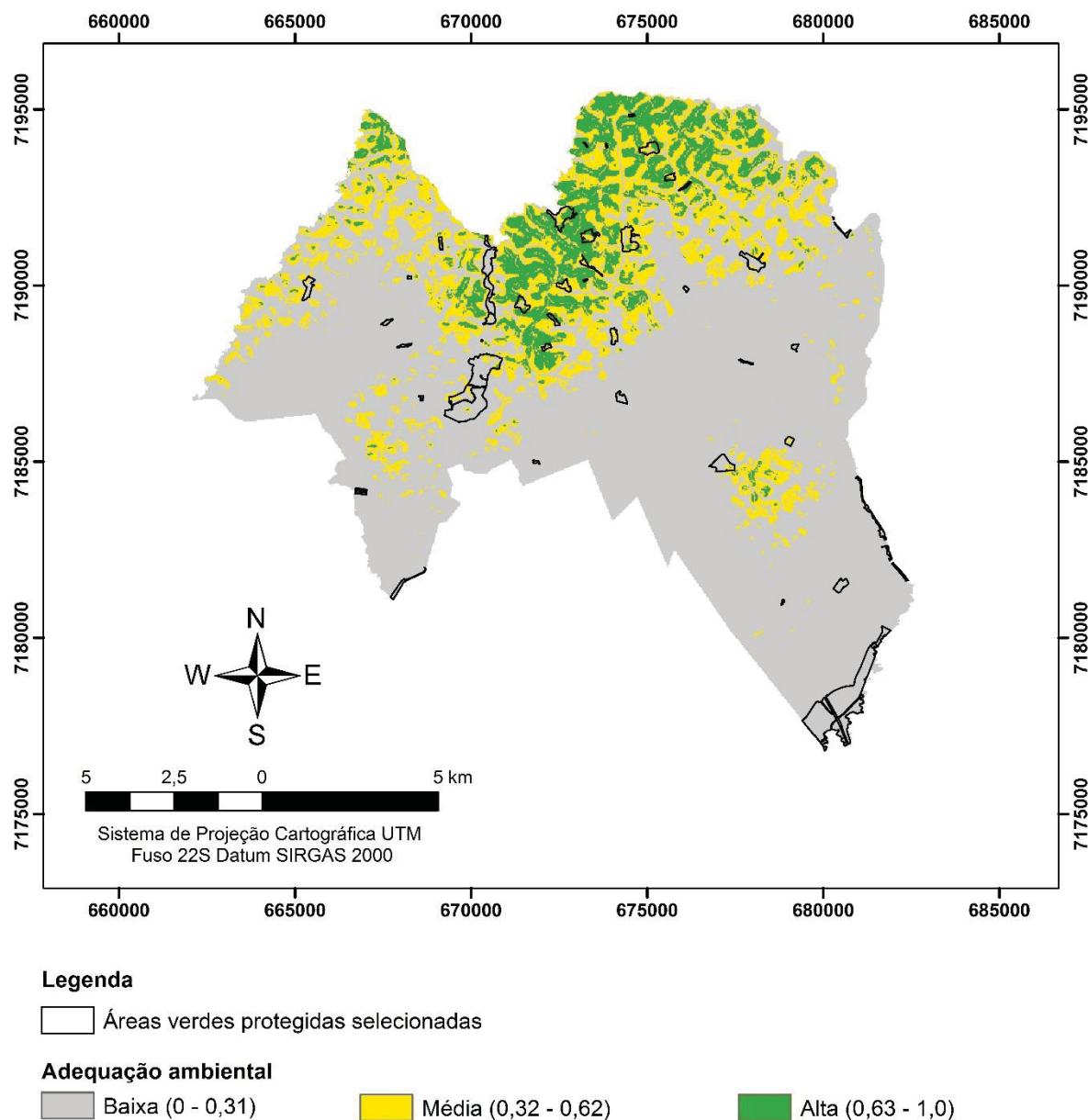
Média (0,32 - 0,62)

Alta (0,63 - 1,0)

FONTE: O autor (2019).

Foram contabilizadas 51 áreas protegidas na região centro-norte de Curitiba, sendo que 60,79% apresentam algum grau relevante de adequação ambiental para *O. odorifera*, ou seja, correspondem às classes Alta e Média e são, portanto, as mais pertinentes a sua conservação, representadas por 31 áreas (FIGURA 13).

FIGURA 10 - CLASSES DE ADEQUAÇÃO AMBIENTAL PARA *O. odorifera* NA PORÇÃO CENTRO-NORTE DE CURITIBA, PARANÁ



FONTE: O autor (2019).

Essas 31 áreas protegidas são representadas por 12 parques, 10 RPPNMs, 8 bosques e 1 BCBU. A tabela 4 indica as áreas de adequação ambiental presentes nas AVPSs da região centro-norte de Curitiba.

TABELA 4 - ÁREAS DE ADEQUAÇÃO AMBIENTAL DE *O. odorifera* EM CADA FRAGMENTO PROTEGIDO PRESENTE NA REGIÃO CENTRO-NORTE DE CURITIBA, PARANÁ

Tipologias de área verde	Áreas protegidas	Área total (m²)	Adequação ambiental (m²)		Adequação ambiental (%)	
			Alta	Média	Alta	Média
BCBU	Mercúrio	90.588	-	628	-	0,69
	Alemão	38.233	24.488	13.363	64,05	34,95
	Boa Vista	13.950	-	628	-	4,5
Bosque	Capão da Imbuia	43.150	-	15.419	-	35,73
	Pilarzinho	37.867	1.325	17.340	3,5	45,79
	Gutierrez	28.021	7.065	20.956	25,21	74,79
	João Paulo II	67.414	-	33.513	-	49,71
	Professor Erwin Gröger	7.332	1.438	4.024	19,61	54,88
	Zaninelli	68.542	3.218	59.981	4,69	87,51
	Jardim Botânico	198.983	2.752	35.401	1,38	17,79
	Atuba	23.136	-	969	-	4,19
Parque	Barigüi	1.342.122	20.392	138.640	1,52	10,33
	Barreirinha	132.292	47.431	70.889	35,85	53,59
	Pedreiras	101.960	56.918	38.788	55,82	38,04
	General Iberê de Mattos	164.397	-	21.147	-	12,86
	Italiano	114.519	-	22.540	-	19,68
	Nascentes do Rio Belém	9.742	9.621	121	98,76	1,24
	Vista Alegre	100.647	36.483	35.765	36,25	35,54
	São Lourenço	229.844	27.984	129.590	12,18	56,38
	Tanguá	222.006	120.966	74.729	54,49	33,66
	Tingui	402.720	58	39.183	0,01	9,73
	Airumã	27.891	10.468	13.741	37,53	49,27
RPPNM	Alfred Willer	5.569	5.430	139	97,5	2,5
	Araçá	715	-	547	-	76,5
	Bacacheri	5.056	-	4.586	-	90,7
	Bosque da Coruja	5.480	3.788	1.692	69,12	30,88
	Geronasso	43.105	16.138	18.881	37,44	43,8
	Jataí	733	-	540	-	73,67
	Name	23.977	5.778	8.618	24,1	35,94
	Refúgio do Jacú	5.175	4.518	657	87,3	12,7
	Vô Mantino e Amélia	18.491	13.495	3.618	72,98	19,57

FONTE: O autor (2019).

LEGENDA: BCBU – Bosque de Conservação da Biodiversidade Urbana; RPPNM – Reserva Particular do Patrimônio Natural Municipal.

Foi verificada uma região isolada com adequação ambiental com predomínio da classe Média na região central da regional Cajuru, na porção sudeste do recorte,

nas proximidades do Jardim Botânico Municipal. No entanto, há poucas áreas protegidas além desta na região. Possivelmente, essa área de adequação ambiental deve-se ao limite, mais elevado do terreno, entre as sub-bacias dos rios Belém e Atuba, situadas na porção leste do município. Além dessa região, existe uma área com elevada adequação ambiental para a espécie no bairro Lamenha Pequena, localizado no extremo norte da regional Santa Felicidade, a noroeste do recorte, e que não possui nenhuma área verde protegida selecionada.

A área do município na região centro-norte que apresentou Alta adequação ambiental para *O. odorifera* correspondeu a 1.763,3 ha, sendo que 36,39 ha estão presentes em 21 áreas protegidas. A área com adequação Média recobriu 3.311,8 ha, sendo que 95,73 ha recobrem 31 áreas, conforme indicado na figura 12 e na tabela 5. Além disso, ainda se verificou que a classe Baixa se sobressaiu nessa região do município, correspondendo a 74,04% da região centro-norte (TABELA 5).

De acordo com a tabela 5, a área de adequação ambiental Alta apresentou a maior proporção dentro das áreas verdes protegidas selecionadas, sendo que 2,063% de sua cobertura total está inserida nessas áreas. Por outro lado, apenas 0,028% das áreas de adequação Média estão contidas nas AVPSs. Com isso, considerando que 132,12 ha favoráveis à ocorrência de *O. odorifera* encontram-se dentro de AVPSs, estas áreas assumem um papel essencial para a conservação da espécie.

TABELA 5 - CLASSES DE ADEQUAÇÃO AMBIENTAL PARA *O. odorifera* NA REGIÃO CENTRO-NORTE DO MUNICÍPIO DE CURITIBA, PARANÁ

Classe	Área total (ha)	Área total relativa (%)	Área em áreas protegidas (ha)	Área relativa em áreas protegidas (%)
Alta	1.763,3	9	36,39	2,063
Média	3.311,8	16,9	95,73	0,028
Baixa	14.475,2	74	403,8	0,027

FONTE: O autor (2019).

As áreas com maiores probabilidades de ocorrência da espécie, em geral, não estão contidas em áreas protegidas. Isso se deve ao fato de a espécie não ter preferência pelas partes mais baixas do terreno, próximo aos cursos d'água, contrapondo-se à localização das áreas protegidas públicas, onde normalmente se prioriza a hidrografia da região.

No primeiro Plano Diretor de Curitiba, elaborado no ano de 1966, o qual deu início à política de implantação de áreas verdes no município, foi recomendada a instalação de parques e bosques ao longo dos cursos d'água, com a finalidade

principal de reter água das chuvas, que causavam enchentes frequentes na época; de prevenir a ocupação desordenada dos mananciais e de servir como espaços de lazer para a população, com a criação de lagos, originando diversas reservas florestais nas cotas mais baixas (CASTELNOU, 2006; SAKATA, 2011).

Com isso, devido à maior quantidade principalmente de parques e bosques nas partes mais baixas do relevo, não foi possível, na segunda fase de coletas, novos registros de exemplares de *O. odorifera* na área de estudo. Outra resposta pode ser a provável extinção local da espécie nessas áreas, como sugerido por Martins (2016) para exemplares de *O. odorifera* em várias regiões do Brasil.

A verificação *in loco* foi essencial por fornecer informações mais confiáveis quanto à possível presença ou ausência de exemplares da espécie, fornecendo, conforme sugere Silva (2016), uma diminuição nos erros das coletas. Silva (2016) afirma ainda que o modelo de distribuição potencial e a verificação em campo se complementam, sendo que as informações coletadas podem caracterizar o ambiente em que as espécies estão inseridas, bem como suas preferências em habitat.

Foi possível apenas a elaboração de uma modelagem de distribuição potencial, ao invés de duas, como era previsto. Isso não indica, porém, que o modelo gerado apresente eficácia inferior, uma vez que outros estudos também realizaram apenas uma modelagem e encontraram desempenhos satisfatórios em seus modelos (GOMES, 2012; FIGUEIREDO et al., 2015; MORERA-CHACÓN, 2015).

A pequena quantidade de exemplares encontrados em relação à distribuição potencial da espécie é explicada por Ferreira (2015), que afirma que, nos casos onde ocorrem processos estocásticos e quando as espécies são interessantes do ponto de vista econômico, como é o caso de *O. odorifera*, existe a possibilidade de os dados de ocorrência serem subestimados devido à interferência humana. Além disso, devido às poucas árvores-matrizes remanescentes de *O. odorifera*, a formação de banco de sementes foi prejudicada na maioria dos locais com a presença da espécie.

Além dos fatores supracitados, verifica-se que as escalas espaciais pequenas, que abrangem o interior de fragmentos de habitat, também exercem influência relevante ao estabelecimento das espécies, principalmente daquelas com características autoecológicas mais específicas, como *O. odorifera*. Nem todos os fragmentos classificados como habitat disponível para uma determinada espécie representam habitats adequados, pois a qualidade interna dos fragmentos pode ser tão ou mais importante do que seu tamanho ou sua configuração espacial, devido às variações

ambientais, principalmente topo-edáficas (GARCÍA, 2011). A resposta de uma espécie é amplificada ou atenuada ao longo dessa transição entre aspectos dos micro-habitats, sendo que as diferentes características do micro-habitat fornecem informações relevantes sobre as influências ambientais da espécie (GOSZ, 1992).

Além da variação entre as características abióticas de um determinado fragmento, segundo Dalmaso et al. (2013), também ocorrem oscilações entre a mortalidade e recrutamento de indivíduos de *O. odorifera* devido, principalmente, a fatores bióticos, como a competição intraespecífica e a densidade de plantas no local.

Desse modo, devido aos poucos registros de ocorrência de *O. odorifera* atualmente em Curitiba, os fragmentos florestais apresentam uma função essencial para a sua conservação, mesmo possuindo diferentes características abióticas, tanto naturais quanto antrópicas e diferentes graus de adequação ambiental para a espécie.

O local com a maior área de adequação ambiental Alta para a espécie foi o Parque Tanguá, com 12,09 ha (54,5% da área total). Na sequência estão o Parque das Pedreiras, com 5,69 ha (55,82% da área total) e o Parque Municipal da Barreirinha, com uma área de adequação ambiental de 4,74 ha (35,85% da área total).

Para a classe de adequação ambiental Média, as maiores áreas estão no Parque Barigüi, com 13,86 ha, o que representa 10,33% de sua área, no Parque São Lourenço, com 12,95 ha que representa 56,38% de sua área e no Bosque Zaninelli, com 5,98 ha correspondente a 87,51% de sua área total.

Somando-se as classes Alta e Média em cada área protegida, verifica-se que as maiores áreas contínuas de adequação ambiental estão presentes nos parques Tanguá, que apresenta uma área total de adequação ambiental de 19,56 ha, cerca de 88,14% de sua área, seguido pelos parques Barigüi e São Lourenço, que apresentam 15,90 ha e 15,75 ha, os quais correspondem a 11,84% e 68,55%, respectivamente.

Além disso, cinco áreas apresentam adequação ambiental, nas classes Alta e Média, em toda a sua área: o Bosque Gutierrez, o Parque Nascentes do Rio Belém, a RPPNM Alfred Willer, a RPPNM Bosque da Coruja e a RPPNM Refúgio do Jacú, além do Bosque Alemão, com 99% de adequação ambiental nestas classes.

Proporcionalmente ao tamanho de cada área, o Parque Nascentes do Rio Belém, seguido pelas RPPNMs Alfred Willer e Refúgio do Jacú apresentam 98,76%, 97,50% e 87,30% de suas áreas, respectivamente, na classe de adequação ambiental Alta. Da mesma forma, a RPPNM Bacacheri, o Bosque Zaninelli e a RPPNM Araçá

possuem 90,70%, 87,51% e 76,50% de suas áreas, respectivamente, com adequação ambiental Média para *O. odorifera*.

Dentre as RPPNMs, a Geronasso, maior do município, possui a maior área de adequação nas classes Alta e Média, com 1,61 ha, na classe Alta (37,44%) de sua área total e 1,88 ha, na classe Média. A segunda maior área de adequação ambiental nessa tipologia de áreas verdes encontra-se na RPPNM Airumã, com 2,42 ha de adequação ambiental, cuja classe Alta recobre 37,53% de sua área total e a classe Média, 49,27%. Em terceiro lugar está a RPPNM Vô Mantino e Amélia, cuja área de adequação ambiental corresponde a 1,71 ha, representando 72,98% de sua área na classe Alta e 19,57% na classe Média.

Dentre essas áreas protegidas, apenas foram encontrados indivíduos jovens e adultos de *O. odorifera* nos parques Barreirinha e Barigüi e na RPPNM Bosque da Coruja. Desse modo, possivelmente nas outras áreas citadas já houve a presença da espécie, pois apresentam adequação ambiental relevante ao seu desenvolvimento.

Dentre os nove BCBUs existentes atualmente em Curitiba, apenas um apresenta adequação ambiental relevante para *O. odorifera*. O BCBU Mercúrio, na Regional Cajuru, o qual possui 628 m² de adequação ambiental Média. No entanto, existem outros três BCBUs na região de ocorrência potencial da espécie e que possuem algum grau, ainda que baixo, de adequação ambiental para *O. odorifera* e que podem também ser utilizados em plantios de reintrodução da espécie. São eles o “7”, que não apresenta denominação específica, na Regional Cajuru, situada ao sudeste do recorte da área com maior adequação ambiental, e o Santa Paula, próximo ao Parque Barigüi, na Regional Santa Felicidade, na porção noroeste.

A região centro-norte de Curitiba contém a maior quantidade de áreas verdes protegidas do município (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016a; 2016b), podendo, assim, fornecer melhores condições de proteção para os atuais indivíduos de *O. odorifera*. Além disso, conforme recomendado por Alvey (2006), essas áreas protegidas podem ser utilizadas para o incremento na regeneração natural da espécie.

Ainda existem áreas, principalmente particulares, que podem ser transformadas em Unidades de Conservação na região centro-norte. São áreas propícias a plantios de reintrodução da espécie, uma vez que, segundo Grise, Biondi e Araki (2016a), essas regiões periféricas de Curitiba, incluindo-se a norte, possuem ainda algumas áreas com vegetação remanescente.

Além disso, segundo Castelnou (2006), os bairros da região norte possuem a melhor arborização viária e proximidade dos parques urbanos em comparação com o restante do município. Acrescenta-se a isso os resultados de um mapeamento divulgado em 2017, o qual indicou a existência de aproximadamente 1.000 propriedades particulares com remanescentes florestais distribuídas em Curitiba, com potencial para serem transformadas em RPPNMs (PINTO et al., 2017).

4.5 MÉTRICAS DE PAISAGEM PARA O HABITAT POTENCIAL DE *O. odorifera* EM CURITIBA

O cálculo das métricas de paisagem com os 64 fragmentos de vegetação presentes na área centro-norte de Curitiba (sendo que algumas áreas protegidas possuem mais de um fragmento) indicou fragmentação da paisagem. Esse resultado pode ser comparado ao encontrado por Silva e Souza (2014), na Floresta Nacional (FLONA) do Ibura, em Sergipe, onde verificou-se a presença de 56 fragmentos. Segundo Calegari et al. (2010), a quantidade de fragmentos presente em uma paisagem fornece informações sobre o grau de subdivisão. Silva e Souza (2014) explicam que à medida que a paisagem se fragmenta, ocorre aumento na sua heterogeneidade, favorecendo o aumento das perturbações nesses ambientes.

Outro fator a ser considerado é a influência no fluxo gênico entre as sub-populações da espécie. Golunski et al. (2015) afirmam que a fragmentação florestal é um fator com elevada influência sobre a estruturação genética de uma espécie nativa, ocasionando a sua redução populacional e consequente aumento nas taxas de endogamia, levando à extinção das espécies mais sensíveis.

Em trabalho realizado por Golunski et al. (2015) verificou-se que a distribuição geográfica e as condições ambientais não influenciaram significativamente a diversidade genética entre três populações de *O. odorifera* no Rio Grande do Sul, indicando que as populações são geneticamente semelhantes, o que contribui para a sua ameaça de extinção. No entanto, os autores verificaram que a espécie apresenta uma diversidade genética intrapopulacional elevada, o que possibilita sua regeneração natural *in situ*.

Essa constatação pode não corroborar o presente estudo, uma vez que foram encontrados poucos indivíduos dentro de cada área, apenas quatro indivíduos na

RPPNM Bosque da Coruja e cinco da área da PMC que, possivelmente, são provenientes das mesmas árvores-matrizes. Além disso, por se tratar do meio urbano, as populações de *O. odorifera* sofrem mais impactos devido à fragmentação da paisagem, que condiciona fragmentos pequenos e isolados, os quais, segundo Hahs et al. (2009), são mais pressionados por processos dinâmicos que podem contribuir para a perda de espécies.

No entanto, independentemente da configuração da paisagem urbana, os fragmentos de vegetação podem desempenhar um papel importante na mitigação dos efeitos nocivos à conservação da biodiversidade (BIONDI, 2015b). Além disso, segundo Mello, Toppa e Cardoso-Leite (2016), as métricas de área, forma e isolamento, ou de conectividade, são úteis também no meio urbano, pois possibilitam a definição de fragmentos de habitat mais relevantes à conservação.

4.5.1 Métricas de Paisagem – Área

A área total dos fragmentos presentes na região de habitat mais promissor para a espécie, considerando a região centro-norte do município, é de aproximadamente 593,71 ha, com área média dos fragmentos de 9,42 ha, sendo que 76,19% destes apresentam área inferior a 10 ha, representados por 48 fragmentos, indicando, segundo Silva e Souza (2014), a fragilidade da paisagem aos efeitos antrópicos. Além disso, as áreas total e média dos fragmentos de habitat fornecem informações sobre a composição da paisagem e podem ser utilizadas para avaliar a dinâmica temporal do habitat (DUARTE et al., 2013).

Dentre os fragmentos que apresentaram adequação ambiental para *O. odorifera*, a área total corresponde a 380,86 ha, pouco mais da metade da área total dos fragmentos em áreas protegidas na região centro-norte. A média do tamanho desses fragmentos é de 10,02 ha, com 27 fragmentos menores que 10 ha, o que corresponde a 72,98% do total de 37 fragmentos.

O maior fragmento apresentou uma área de 197,82 ha, presente no Parque Iguaçu e os menores, com 0,09 ha, nas RPPNMs Araçá, Bacacheri e Jataí, três partes do Parque Guairacá e um no Parque Linear Cajuru. Porém, o Parque Iguaçu não é pertinente à ocorrência potencial da espécie. O segundo maior fragmento e que possui condições de adequação ambiental para *O. odorifera* é o representado pelo Parque Barigüi, com 135,09 ha.

Segundo Forman e Godron (1986), os fragmentos de habitat com dimensões menores possuem quantidades proporcionalmente inferiores de energia e nutrientes minerais em relação aos fragmentos maiores. Os autores também relacionam a quantidade desses fatores à localização dentro do fragmento, sendo que a porção mais central apresenta maiores taxas de energia e nutrientes disponíveis às espécies.

Lepczyk et al. (2017), acrescentam que o tamanho dos fragmentos e a heterogeneidade ambiental local podem permitir que diversas espécies generalistas em habitat coexistam e compitam por recursos, principalmente as exóticas invasoras, condicionando um dos fatores de pressão sobre as espécies mais sensíveis e ameaçadas. Desse modo e considerando que em algumas áreas onde indivíduos de *O. odorifera* foram registrados ocorre a incidência de espécies invasoras, este pode ser mais um empecilho ao desenvolvimento de plântulas da espécie, se não forem realizadas atividades de manejo e remoção dessa vegetação.

Com isso, pode-se afirmar que no meio urbano, independentemente do fragmento florestal, as áreas do entorno fornecem impedimentos ao desenvolvimento da espécie, devido à influência antrópica que ocorre. Tal afirmação corrobora a constatação feita por Martins (2016), de que os locais onde *O. odorifera* ocorre ou poderia ocorrer, apresentam baixa regeneração natural em decorrência da degradação ambiental desses locais.

Além disso, os fragmentos maiores tendem a atrair mais a avifauna e outros grupos de animais dispersores, principalmente as aves frugívoras, conforme constatado em estudo realizado por Dario (2012) em um fragmento florestal situado na região metropolitana de São Paulo. Desse modo, de acordo com o estudo citado, as espécies que se alimentam de frutos são mais afetadas pelo efeito de borda, diferentemente de outros grupos, como o das aves granívoras.

Dario (2012) assinala que algumas espécies da avifauna frugívora são transitórias, preferindo os fragmentos com dimensões maiores localizadas nas proximidades. Rabello, Ramos e Hasui (2010) acrescentam que os fragmentos maiores normalmente apresentam um número mais elevado de interações ecológicas entre a flora e a fauna locais, em relação aos fragmentos menores.

4.5.2 Métricas de Paisagem – Formato

Os fragmentos da região centro-norte apresentaram formato médio com valor de 1,6, já entre os fragmentos com adequação ambiental, a média da forma foi de 1,54. Ambos os valores médios de forma são considerados simples, apresentando tendência de se tornarem irregulares (CALEGARI et al., 2010), indicando que a sua forma é próxima à quadrada, possivelmente devido a essas áreas estarem inseridas na malha urbana do município.

Cinco fragmentos tiveram área perfeitamente quadrada (= 1), representados pela RPPNM Jataí e por fragmentos pertencentes ao Bosque do Pilarzinho, ao Parque Tanguá e às RPPNMs Araçá e Bacacheri. Esse é o formato mais adequado ecologicamente, sem considerar o tamanho do fragmento, pois aqueles com formato irregular tendem a ser mais vulneráveis ao efeito de borda, devido à maior interação com a matriz (VIDOLIN; BIONDI; WANDEMBRUCK, 2011). Dentre as consequências do efeito de borda estão o aumento da temperatura do ar, do vento e da intensidade da luz, podendo variar de alguns metros a até dezenas de metros em direção ao interior de cada fragmento (FORMAN; GODRON, 1986; SILVA; SOUZA, 2014).

Os fragmentos que apresentam o formato mais irregular são um dos correspondentes ao Parque Iguaçu, com valor de 4,1 e outro pertencente ao Parque Linear Cajuru (3,2). Dentre as áreas com maior adequação ambiental para a espécie, o Parque Tingui apresenta a pior forma, com valor de 2,8. Nesses locais, devido ao efeito de borda, as espécies mais generalistas, incluindo-se as exóticas invasoras, tendem a penetrar nos núcleos dos fragmentos (SILVA; SOUZA, 2014).

Nos ambientes urbanos, os fragmentos de vegetação possuem dimensões inferiores às de áreas rurais e são circundados por uma matriz com condições menos favoráveis às espécies, o que afeta o seu formato, pressionando e reduzindo as suas populações, até que consigam se adaptar às novas dimensões do fragmento (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007), além de intensificarem a pressão sobre a porção central dos fragmentos, devido ao efeito de borda.

Desse modo, em geral, as áreas avaliadas no presente estudo apresentam efeito de borda em quase toda a sua totalidade, senão em toda a área, o que afeta as populações de *O. odorifera*, uma vez que os indivíduos da espécie têm preferência pelo interior dos fragmentos de habitat.

Sabe-se que as alterações, tanto de cunho biótico como abiótico, dos efeitos de borda de fragmentos exercem influência estrutural na fauna e na flora do local, demonstrando diferenças na qualidade do habitat e nas interações dentro do sistema. Com isso, ocorrem mudanças na resposta das espécies, em função do seu padrão de dispersão entre os fragmentos de habitat (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

Biondi (2012) afirma que as pressões exercidas sobre os fragmentos, mesmo os presentes em áreas protegidas, sempre irão ocorrer, em decorrência da dinâmica da matriz urbana. No entanto, a autora salienta que nas cidades, onde se verificam conflitos pelo uso do espaço, torna-se pouco efetivo a criação de zonas de amortecimento, como ocorre nas zonas rurais.

Além disso, o tamanho maior dos fragmentos não garante que os parques e bosques possuam melhores possibilidades de conservação para a espécie. Comparando-se as categorias de áreas urbanas protegidas, as RPPNMs possuem um grau de proteção mais restritivo, devido ao seu caráter privado e o foco na conservação da diversidade biológica (LIMA; FRANCO, 2014; CURITIBA, 2015). Nesses locais são permitidas apenas atividades de turismo ecológico, educação ambiental e pesquisa científica (JULIANO, 2012). Enquanto nos parques e bosques, além da conservação da biodiversidade, também são permitidas atividades como o lazer e a recreação da população (CURITIBA, 2000), que ocasionam maiores pressões ao ambiente, principalmente aos processos ecológicos.

As RPPNMs ainda podem servir, em conjunto com outras áreas verdes pequenas, como quintais e canteiros da arborização viária, como corredores ecológicos que interligam as áreas verdes maiores (PINTO et al., 2017), facilitando, assim, a mobilidade da fauna dispersora de sementes, entre os fragmentos. Tischendorf e Fahrig (2000) explicam que fragmentos distantes podem ser conectados funcionalmente se a espécie tiver a capacidade de permear a área de não-habitat, constituída pela matriz, e se dispersar entre os fragmentos mais promissores.

4.5.3 Métricas de Paisagem – Isolamento

Considerando todo o recorte da paisagem, o fragmento mais isolado encontrou-se a 2.631,81 m de distância do seu vizinho mais próximo, correspondendo às RPPNMs Jerivá, Taboa, Guabiroba, Canela, Erva-mate e Cedro-rosa, que são vizinhas e localizadas na região sudoeste do recorte da paisagem.

Ressalta-se que esses valores de isolamento são relativos aos fragmentos presentes no recorte da área com a maior adequação ambiental para *O. odorifera*, independentemente de haver alguma probabilidade de ocorrência da espécie em tais fragmentos. No caso dos fragmentos sem adequação ambiental, segundo Mello, Toppa e Cardoso-Leite (2016), estes podem servir como auxiliares à conservação da espécie, facilitando a dinâmica gênica na sua metapopulação.

Dentre as áreas com adequação ambiental para a espécie, o fragmento mais isolado é o Parque Italiano, na Regional de Santa Felicidade, distante 2.212,08 m do fragmento mais próximo. A distância média entre os fragmentos com adequação ambiental foi de 544,4 m.

Almeida (2008) classificou o grau de isolamento de fragmentos, em um parque nacional, nas distâncias de 60 m, 60 a 120 m, 120 a 200 m e acima de 200 m como sendo de baixo, médio, alto e muito alto grau de isolamento, respectivamente. Com base nessa classificação, os fragmentos avaliados no presente estudo apresentam-se, em geral, sob alto grau de isolamento, o que pode influenciar negativamente na dispersão da espécie e sua diversidade gênica. Porém, com as informações aqui descritas, não foi possível quantificar tais processos.

O valor de 67,08 m foi a distância mais frequente em quinze fragmentos: seis deles pertencentes ao Parque Guairacá, três ao Parque Linear Cajuru, dois ao Bosque Pilarzinho, dois à RPPNM Bacacheri, o Bosque Professor Erwin Gröger, o Parque das Pedreiras, e quatro fragmentos menores pertencentes ao Parque Linear do Cajuru, sendo essa a menor distância entre todos os fragmentos avaliados. Esse valor é inferior ao encontrado por Corrêa et al. (2017), de 86 m, no município de Dois Irmãos de Buriti, no Estado do Mato Grosso do Sul, cujas características da paisagem ainda não sofrem tantas interferências antrópicas quanto à de Curitiba. Diante disso, os 15 fragmentos florestais supracitados apresentam baixo grau de isolamento, podendo favorecer a dispersão de propágulos da espécie.

No entanto, como existem outros fragmentos menores e não representados por áreas protegidas entre os avaliados e corredores presentes ao longo de cursos d'água e na arborização de ruas (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016a), pode-se considerar que existe uma conectividade funcional entre tais fragmentos. Para Wu (2008), essa conexão entre os fragmentos é fundamental para a dispersão das espécies, pois se relaciona aos processos ecológicos de dispersão de propágulos.

Segundo Forman e Godron (1986), os fragmentos de habitat apresentam dinâmicas internas de mortalidade e colonização. No entanto, Tischendorf e Fahrig (2000), explicam que estudar separadamente cada fragmento é insuficiente, pois deve-se considerar as taxas de dispersão das espécies na paisagem, a qual é determinada pela proximidade/isolamento entre os fragmentos de habitat.

O isolamento entre os fragmentos afeta sobremaneira a dinâmica dos processos ecológicos locais, favorecendo as espécies de árvores mais generalistas, em detrimento das mais sensíveis ambientalmente (KERR; KULKARNI; ALGAR, 2011; BIONDI, 2012; BIONDI, 2015b). Silva e Souza (2014) explicam que quanto maior a distância entre os fragmentos, maior também é a possibilidade de estabelecimento de espécies invasoras, que competem com as espécies nativas e favorecem ainda mais a perda da biodiversidade e o isolamento.

Nas paisagens urbanas, a proliferação de espécies invasoras se dá de maneira semelhante a de espécies nativas e mais sensíveis (BIERWAGEN, 2005). Desse modo, é importante se considerar que, além de *O. odorifera* entre os fragmentos, também pode haver a dispersão de espécies invasoras.

Outro aspecto a ser considerado no caso do isolamento é a característica da matriz, pois em uma matriz urbana os fragmentos próximos podem ser separados por ruas ou rodovias. Com isso, a vegetação pode ser afetada em seu processo de dispersão de sementes, tendo como consequência uma menor variabilidade de espécies (BIONDI, 2015b). Quanto à fauna, Biondi (2015b) cita que podem haver extinções locais ou migrações para a área urbana ou fragmentos maiores vizinhos.

A amplitude de distâncias entre os fragmentos de habitat para *O. odorifera* representados por AVPSs pode afetar negativamente o potencial de dispersão de sementes da espécie que, segundo Carvalho (2005), é do tipo zoocórica. As sementes da espécie são dispersas principalmente por aves, como tucanos (*Ramphastos* spp.) e sabiás (*Turdus* spp.) (FRANCISCO; GALETTI, 2002; CARVALHO, 2005; JESUS; BUZZATO; MONTEIRO-FILHO, 2012).

Uma das espécies de tucano que ocorrem na região de Curitiba e se alimenta de frutos de espécies do gênero *Ocotea* é *Ramphastos dicolorus* Linnaeus, 1766 (tucano-do-bico-verde) (JESUS; BUZZATO; MONTEIRO-FILHO, 2012). Dentre as espécies do gênero *Turdus* presentes em Curitiba e que consomem os frutos de espécies de *Ocotea* está *Turdus rufiventris* (Vieillot, 1818), conhecida popularmente como sabiá-laranjeira (FRANCISCO; GALETTI, 2002; LIMA, 2017). Lima (2017)

registrou a ocorrência dessas duas espécies de aves na região centro-norte de Curitiba, coincidindo com a área de adequação ambiental para *O. odorifera*.

Em trabalho realizado por Rabello, Ramos e Hasui (2010), quanto à dispersão de sementes de *Copaifera langsdorffii* Delf. em Minas Gerais, verificou-se que *Ramphastos toco* Statius Muller, que também se alimenta de frutos de *Ocotea*, apresentou elevada tolerância à interferência antrópica e elevada capacidade de dispersão de sementes. No caso das espécies de *Turdus* spp, além de possuírem características mais favoráveis à dispersão de sementes, em geral, apresentam uma frequência de ocorrência elevada, mesmo em áreas urbanas, o que contribui para a qualidade da dispersão (FERREIRA; SANTOS; VOGEL, 2017).

Desse modo, pode-se inferir que os dois principais grupos de dispersores de *O. odorifera* na área urbana de Curitiba possuem uma capacidade relevante de dispersar os propágulos da espécie, embora os seus fragmentos de habitat representados pelas áreas verdes protegidas selecionadas encontrem-se, em geral, com alto grau de isolamento.

4.6 FRAGMENTOS FLORESTAIS PRIORITÁRIOS À CONSERVAÇÃO DE *O. odorifera*

Os 70% da probabilidade de ocorrência de *O. odorifera* utilizados para o cálculo do IPCF é um valor superior ao encontrado em estudos semelhantes, embora tenham sido empregadas metodologias distintas. Anacleto e Oliveira (2014) utilizaram 20% da adequação ambiental para nove espécies de tatus no Estado do Mato Grosso para a seleção de áreas prioritárias para a conservação. Urbina-Cardona e Flores-Villela (2010) compararam cenários de 10% e 30% de adequação ambiental para espécies de répteis e anfíbios no México, visando gerar perspectivas para a sua conservação. A tabela 6 indica as classes de prioridade de conservação de *O. odorifera* com base nos resultados do IPCF para cada área protegida.

TABELA 6 - CLASSES DE PRIORIDADE DE CONSERVAÇÃO DE *O. odorifera* NA FLORESTA URBANA DE CURITIBA, PARANÁ

1 - Prioridade Muito Alta	2 - Prioridade Alta	3 - Prioridade Média
268,58 - 386,07	151,08 - 268,57	33,57 - 151,07

FONTE: O autor (2019).

Os valores do IPCF variaram de 33,57 para o Parque General Iberê de Mattos (Parque Bacacheri) a 386,07 para a RPPNM Alfred Willer, sendo, portanto, a melhor área protegida para a conservação de *O. odorifera* no município de Curitiba. Em segundo e terceiro lugares, estão o Parque Nascentes do Rio Belém e a RPPNM Refúgio do Jacú. Na categoria de bosque, o mais importante para a conservação da espécie é o João Paulo II. A tabela 7 apresenta o *ranking* das áreas protegidas com prioridade de conservação de *O. odorifera* em Curitiba.

TABELA 7 - *RANKING* DAS ÁREAS PROTEGIDAS PRIORITÁRIAS À CONSERVAÇÃO DE *O. odorifera* NA FLORESTA URBANA DE CURITIBA, PARANÁ

Áreas protegidas	Ranking
RPPNM Alfred Willer	386,07
Parque Nascentes do Rio Belém	380,97
RPPNM Refúgio do Jacú	368,20
Bosque João Paulo II	358,22
RPPNM Airumã	333,39
Bosque Gutierrez	317,51
Parque Municipal da Barreirinha	316,89
Bosque Zaninelli	299
RPPNM Araçá	269,64
Parque Italiano	268,88
Parque São Lourenço	266,32
RPPNM Jataí	264,87
RPPNM Bosque da Coruja	260,37
Parque Natural Municipal Vista Alegre	250,92
Bosque Alemão	224,16
Bosque Capão da Imbuia	215,66
Bosque Boa Vista	210,09
Jardim Botânico	196,13
RPPNM Bacacheri	193,70
Parque Barigüi	178,85
RPPNM Vô Mantino e Amélia	170,52
BCBU Mercúrio	140,14
RPPNM Geronasso	138,56
Parque Tanguá	104,68
Bosque do Pilarzinho	93,03
Parque das Pedreiras	88,44
Parque Atuba	78,93
Bosque Professor Erwin Gröger	62,12
RPPNM Name	57,01
Parque Tingui	34,90
Parque General Iberê de Mattos	33,57

FONTE: O autor (2019).

Embora algumas áreas, como os parques Tanguá e das Pedreiras, possuam elevadas probabilidades de ocorrência da espécie, apresentaram valores de IPCF inferiores, estando entre as últimas áreas do *ranking*. Isso se deve às demais características paisagísticas desses fragmentos, principalmente a forma e o isolamento.

No caso do Parque General Iberê de Mattos, o modelo não indicou uma grande probabilidade de ocorrência da espécie, no entanto, há no parque uma porção mais elevada do terreno e com declividade acentuada, onde poderiam ser realizados plantios da espécie. Além disso, vizinho ao parque e próximo à parte mais declivosa, existe a RPPNM Bacacheri, que também é pertinente à conservação de *O. odorifera*.

As outras quatro áreas com potencial de conservação inferior à espécie são o Parque Atuba, o Bosque Professor Erwin Gröger, a RPPNM Name e o Parque Tingui. No entanto, embora tenham apresentado os valores mais baixos no IPCF, essas áreas são importantes para a conservação da espécie, pois se situam na região com as características ambientais mais favoráveis à espécie no município de Curitiba. Loiola et al. (2014), porém, salientam que os fragmentos que apresentam níveis baixos de proteção diminuem a capacidade de se atingir os objetivos de conservação.

As RPPNMs Alfred Willer e a Refúgio do Jacú, situados no bairro Abranches, pertencente à regional Boa Vista, não possuem muitas informações disponíveis quanto às características ambientais, uma vez que suas criações são bastante recentes, tendo ocorrido em meados de 2018 e no início de 2015, respectivamente. No entanto, os resultados do presente trabalho indicam que as melhores características das áreas, e que levam ao alto percentual de adequação ambiental para *O. odorifera*, se devem a região apresentar as maiores altitudes e declividades de Curitiba; a forma dos fragmentos próxima ao ideal, principalmente na RPPNM Alfred Willer, com valor de 1,2, e a relativa proximidade com outros fragmentos de habitat para a espécie, de 600 m para ambas as áreas.

Soma-se a essas duas RPPNMs, a Airumã, localizada na Regional Santa Felicidade, ocupando o quinto lugar no *ranking*. Essa reserva conecta-se à vegetação do entorno do Parque Tingui, formando uma área que, embora não seja totalmente protegida, pode contribuir para a dispersão e conservação da espécie na região.

Nas RPPNMs, os proprietários são obrigados a manter, eternamente, a proteção da área, com vistas à conservação da diversidade biológica, onde é permitida a extração de recursos naturais, que não sejam madeira, que não

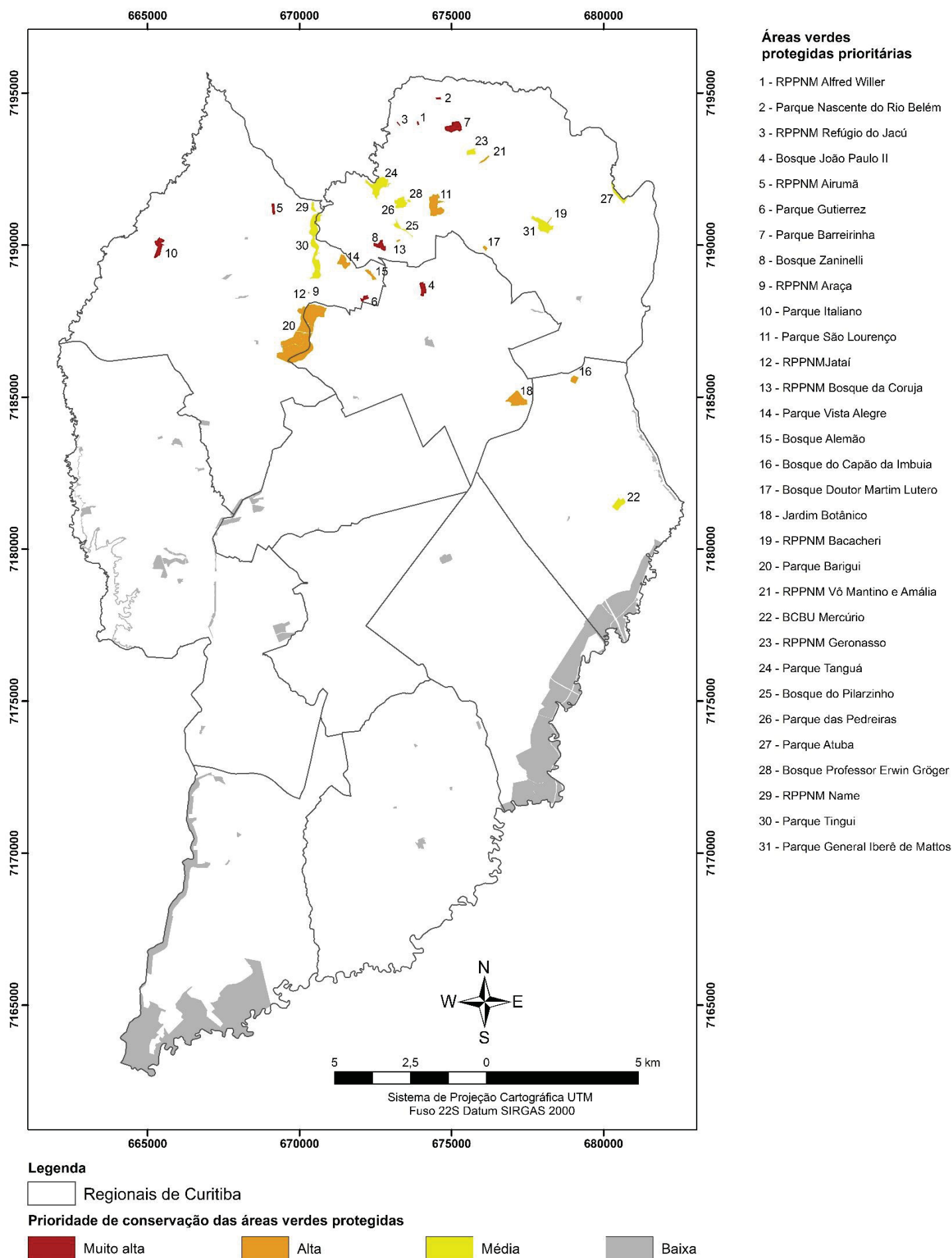
prejudiquem as espécies ou os ecossistemas que justificaram a sua criação (DOUROJEANNI; PÁDUA, 2015; PANASOLO; PETERS; NUNES, 2016). Assim, essas reservas fornecem um elevado nível de proteção ao meio ambiente sem a necessidade de gastos públicos (JULIANO, 2012).

Dentre as 10 primeiras áreas protegidas prioritárias à conservação da espécie e que correspondem à categoria de prioridade Muito Alta, quatro delas são RPPNMs, onde não existe a necessidade direta de conservação de corpos hídricos para a sua criação, contrapondo o que ocorre na maioria dos parques e bosques do município. Nos últimos anos, o poder público tem incentivado a criação de reservas particulares em Curitiba, buscando-se relacionar os objetivos da proteção ambiental, já que as ações do Estado não são suficientes para gerir a conservação da biodiversidade (PANASOLO; PETERS; NUNES, 2016).

Entretanto, Mello, Toppa e Cardoso-Leite (2016) apontam que os incentivos à criação de áreas privadas protegidas no Brasil são incipientes, principalmente em nível municipal, onde devem ser implementadas estratégias de valorização econômica e compensação por serviços ambientais prestados pelas propriedades privadas, além de leis e incentivos financeiros para a conservação da biodiversidade. Em Curitiba, a Lei nº 12.080 de 19 de dezembro de 2006, pioneira no país, fornece diretrizes específicas sobre o assunto, incentivando a criação dessas reservas no município (CURITIBA, 2006; PANASOLO; PETERS; NUNES, 2016).

O Parque Nascentes do Rio Belém, criado no ano de 2001, tem como principal objetivo a proteção do entorno do nascedouro do Belém, um dos principais rios curitibanos (ZAFALON; SILVA, 2012). Desse modo, verifica-se que o intuito principal do parque é a conservação hídrica. Por isso, essa área não dispõe de grande espaço com características antrópicas, tais como equipamentos de lazer, mantendo como principal componente de uso do solo, a cobertura florestal. Desse modo, pode-se inferir que o Parque Nascentes do Rio Belém, com base no seu valor no IPCF, pode propiciar satisfatoriamente a conservação de *O. odorifera*.

A figura 14 apresenta a localização das áreas prioritárias à conservação de *O. odorifera* em Curitiba. A figura mostra que não ocorre um padrão na localização das áreas em relação às suas respectivas classes de prioridade de conservação. Isso se deve, possivelmente, à heterogeneidade espacial das classes de adequação ambiental para a espécie na área de estudo, as quais formam polígonos esparsos e com características, principalmente topo-edáficas, específicas.

FIGURA 14 - ÁREAS VERDES PROTEGIDAS PRIORITÁRIAS À CONSERVAÇÃO DE *O. odorifera* EM CURITIBA, PARANÁ

FONTE: O autor (2019).

Dentre os fragmentos verificados como prioritários à conservação de *O. odorifera* em Curitiba, aqueles enquadrados na classe de Prioridade Muito Alta somam uma área total de 46,17 ha; enquanto a área correspondente à classe de Prioridade Alta é de 205,75 ha e a de Prioridade Média, 111,69 ha, somando 363,61 ha. Desse modo, a classe de Prioridade Alta possui a maior área de contribuição à conservação de *O. odorifera*, correspondendo a 56,59% das áreas prioritárias.

Ao se considerar as áreas médias dos fragmentos em cada classe de prioridade de conservação, os resultados indicaram que a classe de Prioridade Muito Alta apresenta média de 4,61 ha, a de Prioridade Alta possui 15,82 ha e a de Prioridade Média, 7,98 ha. No entanto, tendo em vista que é cada vez mais comum que o tamanho das áreas urbanizadas exceda o tamanho total das áreas protegidas para conservação (DEARBORN; KARK, 2010), essas áreas tornam-se ainda mais importantes para a proteção da espécie.

Os fragmentos considerados como de Prioridade Muito Alta de conservação têm em comum, além da adequação ambiental mais elevada, o menor isolamento entre os fragmentos. Soma-se a isso, as quantidades expressivas de cobertura vegetal no entorno dessas áreas, que atualmente não se encontram protegidas e, em geral, pertencem a propriedades privadas (GRISE; BIONDI; ARAKI, 2016a) e que beneficiam o fluxo gênico entre tais fragmentos. Outro fator que pode explicar os maiores índices de prioridade de conservação dessas áreas é a sua localização no relevo, principalmente nas partes mais elevadas.

Na categoria de Prioridade Alta de conservação, a maioria das áreas apresenta adequação ambiental Média ou Alta e possui forma mediana dos fragmentos ao efeito de borda. A principal diferença da categoria anterior é a menor proporção de adequação ambiental no interior de cada fragmento.

Já no caso das áreas da categoria Média de prioridade de conservação, essas têm em comum a adequação ambiental principalmente Média e o baixo grau de isolamento. Além disso, ao contrário da categoria Muito Alta, nessa há a predominância de parques e bosques, 7 das 10 áreas, os quais, geralmente, acompanham os cursos d'água, portanto, nas cotas mais baixas do terreno.

O quadro 3 apresenta os resultados do IPCF para cada uma das 31 AVPSs e a justificativa para os respectivos valores de prioridade. Verifica-se que as justificativas mais frequentes para a priorização dessas áreas são a adequação ambiental Alta e o baixo grau de isolamento em relação aos demais fragmentos.

QUADRO 3 - ÍNDICE DE PRIORIDADE DE CONSERVAÇÃO PARA CADA ÁREA VERDE PROTEGIDA RELEVANTE À CONSERVAÇÃO DE *O. odorifera* EM CURITIBA, PARANÁ

(continua)

Prioridade de conservação	Área protegida	Justificativa
1 – Muito Alta	RPPNM Alfred Willer	Adequação ambiental Alta, boa forma e baixo grau de isolamento
	Parque Nascentes do Rio Belém	Adequação ambiental Alta, principalmente na classe Alta e boa forma
	RPPNM Refúgio do Jacú	Adequação ambiental Alta, principalmente na classe Alta e baixo grau de isolamento
	Bosque João Paulo II	Adequação ambiental e área médias e boa forma
	RPPNM Airumã	Adequação ambiental Alta e boa forma
	Bosque Gutierrez	Adequação ambiental Alta e baixo grau de isolamento
	Parque Municipal da Barreirinha	Adequação ambiental Alta, área média e boa forma
	Bosque Zaninelli	Adequação ambiental Alta e baixo grau de isolamento
	RPPNM Araçá	Adequação ambiental Alta, forma perfeita e baixo grau de isolamento
2 – Alta	Parque Italiano	Adequação ambiental Baixa, porém, com área relativamente grande
	Parque São Lourenço	Adequação ambiental Média, área relativamente grande e baixo grau de isolamento
	RPPNM Jataí	Adequação ambiental Média, boa forma e baixo grau de isolamento
	RPPNM Bosque da Coruja	Adequação ambiental Alta, boa forma e baixo grau de isolamento
	Parque Natural Municipal Vista Alegre	Adequação ambiental Alta e baixo grau de isolamento
	Bosque Alemão	Adequação ambiental Alta e baixo grau de isolamento
	Bosque Capão da Imbuia	Adequação ambiental Baixa, porém, com boa forma
	Bosque Boa Vista	Adequação ambiental Baixa, porém, com boa forma
	Jardim Botânico	Adequação ambiental Baixa, porém, com boa forma e área relativamente grande
3 – Média	RPPNM Bacacheri	Adequação ambiental Média, boa forma e baixo grau de isolamento
	Parque Barigüi	Adequação ambiental Baixa, porém, com área relativamente grande e baixo grau de isolamento

QUADRO 4 - ÍNDICE DE PRIORIDADE DE CONSERVAÇÃO PARA CADA ÁREA VERDE PROTEGIDA RELEVANTE À CONSERVAÇÃO DE *O. odorifera* EM CURITIBA, PARANÁ

(conclusão)

3 – Média	RPPNM Vô Mantino e Amélia	Adequação ambiental Média e baixo grau de isolamento
	BCBU Mercúrio	Área relativamente grande e boa forma
	RPPNM Geronasso	Adequação ambiental Média, boa forma e baixo grau de isolamento
	Parque Tanguá	Adequação ambiental Média e baixo grau de isolamento
	Bosque do Pilarzinho	Adequação ambiental Média e baixo grau de isolamento
	Parque das Pedreiras	Adequação ambiental Média, boa forma e baixo grau de isolamento
	Parque Atuba	Baixo grau de isolamento
	Bosque Professor Erwin Gröger	Adequação ambiental Média, boa forma e baixo grau de isolamento
	RPPNM Name	Adequação ambiental Baixa e baixo grau de isolamento
	Parque Tingui	Área relativamente grande e baixo grau de isolamento
	Parque General Iberê de Mattos	Área relativamente grande e baixo grau de isolamento

FONTE: O autor (2019).

Para Mello, Toppa e Cardoso-Leite (2016), as ações de conservação das espécies indicadas pelo IPCF devem se iniciar pelos fragmentos com prioridades Alta e Muito Alta. Além disso, os autores recomendam que sejam criadas áreas protegidas e programas de restauração ecológica, visando a melhoria dos ecossistemas naturais e o aumento da conectividade da paisagem. No entanto, apenas a criação de unidades de conservação não garante sua efetividade na proteção da biodiversidade, sendo necessário que a entidade administrativa responsável forneça infraestrutura e legislação apropriadas à proteção da área (LOIOLA et al., 2014).

A região prioritária para a conservação de *O. odorifera* já foi analisada em outros estudos. Grise (2015) discute a priorização das áreas formadas principalmente pelos Parques Barigüi, Tanguá, Tingui e São Lourenço, presentes na região Norte de Curitiba, para a conservação. Entretanto, dentre as áreas supracitadas, a melhor área protegida para a conservação de *O. odorifera* é o Parque São Lourenço, com prioridade de conservação Alta. Grise (2015) destaca ainda a ausência de áreas prioritárias na porção centro-sul do município, cujo problema também foi levantado

por Pinto et al. (2017), os quais recomendam a implantação de novas áreas protegidas nessa região, independentemente das espécies-alvo para a conservação.

A indicação da criação de UCs nas áreas de ocorrência potencial de *O. odorifera* também foi feita por Martins (2016), bem como a conexão entre os fragmentos verificados como prioritários para a sua conservação e a identificação de *urban stepping-stones*, ou trampolins ecológicos, mapeados em Curitiba por Grise (2015).

No entanto, é necessário se considerar que no contexto urbano, as áreas verificadas como prioritárias à conservação apresentam aspectos específicos em relação a sua gestão. Nesses ambientes, a conservação de quaisquer espécies por meio de áreas prioritárias precisa ser administrada de modo a conciliar as características da intensa antropização com a conservação da biodiversidade, além de restrições financeiras (ONIKURA et al., 2016).

A modelagem de distribuição potencial de *O. odorifera* realizada por Martins (2016) para o Brasil indicou que parte da região de Curitiba deve ser uma das áreas prioritárias para a conservação da espécie, devido a maior adequação ambiental que fornece à espécie, a qual corresponde a pelo menos 75% de probabilidade de sua ocorrência. Com isso, destaca-se a importância da elaboração de modelos em áreas de extensão espacial pequenas, como de um município ou UC, pois, como constatado, podem haver diferenças significativas nas probabilidades de ocorrência de *O. odorifera*.

Acrescenta-se que essa abordagem pode contribuir com os esforços de conservação das espécies, uma vez que fornece orientação aos melhores locais para a criação de UCs e para a reintrodução das suas populações. Desse modo, se apenas for considerada a distribuição de *O. odorifera* em grande escala, sem um refinamento dos seus limites ecológicos, as estratégias de conservação podem ser prejudicadas.

Além disso, as ações que visam a conservação de *O. odorifera* em Curitiba contribuem com a meta 12 das Metas de Aichi, a qual, segundo CDB (2016), recomenda que até 2020 a extinção de espécies ameaçadas conhecidas esteja prevenida e sua situação de conservação, principalmente para aquelas de maior risco, seja melhorada e sustentada. Assim, as áreas indicadas como melhores para a conservação da espécie podem orientar os plantios que estão sendo realizados pela Prefeitura Municipal de Curitiba, como citado anteriormente.

Embora nenhuma outra tipologia de área verde protegida, além das supracitadas, tenha apresentado elevado potencial de conservação de *O. odorifera*, o modelo de BCBU pode ser útil para a criação de novos bosques de conservação, os quais podem ter como principal objetivo a conservação de *O. odorifera* em Curitiba.

A lei que estabelece oficialmente a criação dessa categoria de UC, a Lei nº 15.047 de 25 de agosto de 2017, preconiza a conservação de espécies da Floresta Ombrófila Mista:

Art. 3º ...

...

X - BOSQUE DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE URBANA - BCBU: são áreas de propriedade do Município, atingidas em, no mínimo, 70% (setenta por cento) por vegetação do bioma Floresta com Araucária, destinadas principalmente à conservação e recuperação da biodiversidade local, mas que podem conter equipamentos de uso público, lazer e atividades educativas, para auxiliar na proteção de seu entorno. (CURITIBA, 2017).

Panasolo, Peters e Nunes (2016) reforçam essa ideia, ao recomendarem que em regiões onde não existem bosques urbanos sejam desenvolvidas estratégias para incentivar a regeneração natural em áreas previamente estabelecidas como prioritárias para a conservação de determinadas espécies.

A criação de áreas protegidas urbanas depende, no entanto, de outros fatores, tais como financeiros e de conscientização da população do entorno, além de aspectos relacionados à manutenção dos processos ecológicos. Biondi (2015b) afirma que a conversão de fragmentos florestais urbanos em áreas verdes protegidas é uma forma de regular o seu uso e manejo diante das pressões antrópicas, colaborando, assim, com a formação de um grande organismo, com funções e objetivos que não prejudiquem a dinâmica do ecossistema urbano.

Embora o estudo tenha abrangido uma área pequena, de um município, se avaliações mais aprofundadas e em áreas de extensão maior forem realizadas, possivelmente a espécie poderá ser recategorizada em outra categoria de ameaça mais preocupante, como “Criticamente em Perigo” (CR), segundo os critérios estabelecidos pela IUCN.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os locais onde exemplares de *O. odorifera* foram encontrados apresentam alto grau de antropização. Isso exerce pressões elevadas sobre os seus indivíduos e prejudica o estabelecimento e desenvolvimento de novos indivíduos da espécie.

A área de ocorrência potencial e de possível conservação de *O. odorifera* em Curitiba se deu principalmente na região centro-norte do município, coincidindo com a maior quantidade de áreas verdes protegidas do mesmo. No entanto, poucas áreas com adequação ambiental para a espécie estão contidas em áreas protegidas.

O modelo elaborado apresentou resultados adequados, satisfazendo os objetivos propostos, mesmo em se tratando de uma área urbana. No entanto, ressalta-se que a utilização dos dados secundários utilizados só foi possível devido à facilidade de acesso aos mesmos, o que varia de acordo com a área de estudo.

A variável pedologia foi a mais relevante à espécie, conforme indicado pelo modelo de distribuição potencial, contribuindo com aproximadamente metade de sua adequação ambiental. Assim, em futuros plantios da espécie deve-se considerar esse aspecto durante o seu planejamento, além de outras características específicas do solo em cada local de plantio.

A análise das métricas de paisagem indicou um ambiente com fatores favoráveis e desfavoráveis para a ocorrência da espécie, tais como: alta fragmentação do habitat, fragmentos de habitat sujeitos a efeito de borda devido a sua forma e relativamente grande isolamento entre a maioria dos fragmentos de habitat. Desse modo, a implantação de novas unidades de conservação pode contribuir com a formação de corredores ecológicos, promovendo a conectividade entre os fragmentos mais isolados.

No entanto, são necessários estudos mais detalhados quanto ao processo de dispersão de *O. odorifera*, especificamente no meio urbano, a fim de se obter melhor esclarecimento quanto à influência das características dos fragmentos de habitat sobre o seu estabelecimento.

A adaptação do Índice de Prioridade de Conservação Florestal demonstrou-se eficaz para a determinação das melhores áreas para a conservação de *O. odorifera* em Curitiba. No entanto, a metodologia proposta deve ser priorizada para o desenvolvimento de metodologias que utilizem métricas de paisagem em escala espacial pequena.

Variadas tipologias de área verde protegida são pertinentes à conservação de *O. odorifera* em Curitiba, cada uma com suas especificidades ambientais, sendo necessária uma avaliação *in loco* sobre as capacidades de cada uma para a conservação da espécie. Porém, dá-se maior enfoque às RPPNMs, levando em consideração a proximidade de corpos hídricos, um dos requisitos que desfavorece a ocorrência da espécie e ao seu caráter essencialmente de conservação da biodiversidade.

Todas as áreas avaliadas como favoráveis à ocorrência potencial de *O. odorifera* são pertinentes a sua proteção. No entanto, deve-se privilegiar as ações de conservação naquelas indicadas como de prioridade Muito Alta, representada pelos bosques João Paulo II, Gutierrez e Zaninelli; as RPPNMs Alfred Willer, Refúgio do Jacú, Airumã e Araçá; e os parques Nascentes do Rio Belém, Barreirinha e Italiano. Além disso, sugere-se o incentivo à criação de RPPNMs e de atividades de conscientização da população quanto à importância da espécie no município.

Recomenda-se a criação de áreas protegidas que visem a conservação de *O. odorifera*, tendo como modelo os Bosques de Conservação da Biodiversidade Urbana já existentes no município. Isso pode ser realizado estabelecendo-se áreas com finalidade de conservação em que se priorize as espécies representativas da Floresta Ombrófila Mista. Pois essas áreas podem auxiliar na conservação dessas espécies, ainda que apresentem dimensões relativamente pequenas e com pressões antrópicas intensas em seu entorno. Destaque é dado à região do bairro Lamenha Pequena, no extremo norte de Curitiba, a fim de se aproveitar a sua aptidão para a ocorrência de *O. odorifera*.

Reforça-se o pressuposto de que as cidades podem ter áreas importantes para a conservação de espécies. Curitiba, devido a sua expressiva quantidade de áreas verdes protegidas coincidentes com a região de maior adequação ambiental para *O. odorifera* e pelas características paisagísticas dos seus fragmentos de habitat, apresenta características ambientais relevantes à conservação da espécie.

As informações adquiridas no presente trabalho podem auxiliar no planejamento da proteção da espécie, tanto em ações que já vêm sendo realizadas pelo poder público como em futuros planos de reintrodução.

REFERÊNCIAS

- ALBERTI, M. The effects of urban patterns on ecosystem function. **International Regional Science Review**, Newbury Park, v. 28, n. 2, p. 168-192, 2005.
- ALEXANDRE, B. R.; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. V. Modelagem preditiva de distribuição de espécies ameaçadas de extinção: um panorama das pesquisas. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 4, p. 483-508, 2013.
- ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 72f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.
- ALVEY, A. A. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. **Urban Forestry and Urban Greening**, Davis, v. 5, n. 4, p. 195-201, 2006.
- ANACLETO, T. C. S.; OLIVEIRA, G. Métodos para indicação de áreas para conservação: uma análise a partir da modelagem de nicho de tatus, no Estado de Mato Grosso. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 15, n. 51, p. 108-117, 2014.
- ANGOLD, P. G.; SADLER, J. P.; HILL, M. O.; PULLIN, A.; RUSHTON, S.; AUSTIN, K.; SMALL, E.; WOOD, B.; WADSWORTH, R.; SANDERSON, R.; THOMPSON, K. Biodiversity in urban habitat patches. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 360, n. 1, p. 196-204, 2006.
- ARTMANN, M.; BASTIAN, O.; GRUNEWALD, K. Using the concepts of green infrastructure and ecosystem services to specify leitbilder for compact and green cities - The example of the landscape plan of Dresden (Germany). **Sustainability**, Basel, v. 9, n. 2, p. 2-26, 2017.
- AUER, C. G.; GRAÇA, M. E. C. Método para produção de mudas de canela-sassafrás a partir de mudas de regeneração natural. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 30/31, p. 75-77, 1995.
- BAITELLO, J. B. Lauraceae. In: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M.; MELHEM, T. S. (Ed.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo Online**. v. 3. São Paulo: FAPESP: RiMa, 2003. p. 149-224.
- BARGOS, D. C.; MATIAS, L. F. Áreas verdes urbanas : um estudo de revisão e proposta conceitual. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 6, n. 3, p. 172-188, 2011.
- BARROS, F. S. M.; SIQUEIRA, M. F.; COSTA, D. P. Modeling the potential geographic distribution of five species of *Metzgeria* Raddi in Brazil, aiming at their conservation. **The Bryologist**, Washington, v. 115, n. 2, p. 341-349, 2012.
- BIERWAGEN, B. G. Predicting ecological connectivity in urbanizing landscapes. **Environment and Planning B: Planning and Design**, Newbury Park, v. 32, n. 5, p. 763-776, 2005.

BIONDI, D.; KISCHLAT, E. A vegetação urbana e a biodiversidade. **Diálogo**, Canoas, n. 9, p. 155-168, 2006.

BIONDI, D. Pesquisa e conservação em áreas urbanas protegidas. In: LIMA, G. S.; BONTEMPO, G.; ALMEIDA, M.; GONÇALVES, W. (org.). **Gestão, pesquisa e conservação em áreas protegidas**. Os organizadores, 2012. p. 157-170.

BIONDI, D. Floresta urbana: conceitos e terminologias. In: BIONDI, D. (Ed). **Floresta Urbana**. Curitiba: a autora, 2015a. p. 11-27.

BIONDI, D. Fragmentos florestais e áreas protegidas urbanas. In: BIONDI, D. (Ed). **Floresta Urbana**. Curitiba: a autora, 2015b, p. 29-48.

BISPO, P. C.; VALERIANO, M. M.; KUPLICH, T. M. Relação entre as variáveis morfométricas extraídas de dados SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) e a vegetação do Parque Nacional de Brasília. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 24, n. 1, p. 96-103, 2010.

BRASIL. Câmara dos Deputados. Decreto Legislativo nº 2, de 1994. Aprova o texto do Convenção sobre Diversidade Biológica, assinada durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada na Cidade do Rio de Janeiro, no período de 5 a 14 de junho de 1992. 1994. **Câmara dos Deputados**. Brasília. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decleg/1994/decretolegislativo-2-3-fevereiro-1994-358280-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em 30 mai. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Ministério do Meio Ambiente**. Brasília, 22 dez. 2006.

BRASIL. Palácio do Planalto. Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. **Palácio do Planalto**. Brasília. 21 nov. 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção". **Ministério do Meio Ambiente**. Brasília, 17 dez. 2014a.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Portaria MMA nº 43, de 31 de janeiro de 2014. 2014b. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/quase-ameacadas/p_mma_43_2014_institui_programa_nacional_conserva%C3%A7%C3%A3o_esp%C3%A9cies_amea%C3%A7adas_extin%C3%A7%C3%A3o_pro-especies.pdf>. Acesso em: 01 jul. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente Estratégia e Plano de Ação Nacionais para a Biodiversidade – EPANB: 2016-2020. **Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade, Departamento de Conservação de Ecossistemas**. Brasília: MMA, 2017. 262 p.

BROTTO, M. L. **Estudo taxonômico do gênero *Ocotea* Aubl. (Lauraceae) na Floresta Ombrófila Densa no Estado do Paraná, Brasil**. 101f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

BROTTO, M. L.; CERVI, A. C.; SANTOS, E. P. O gênero *Ocotea* (Lauraceae) no estado do Paraná, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 64, n. 3, p. 495-525, 2013.

BROWN, J. L. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. **Methods in Ecology and Evolution**, London, v. 5, p. 694-700, 2014.

BUCKLIN, D. N.; BASILLE, M.; BENSCOTER, A. M.; BRANDT, L. A.; MAZZOTTI, F. J.; ROMANACH, S. S.; SPEROTERRA, C.; WATLING, J. I. Comparing species distribution models constructed with different subsets of environmental predictors. **Diversity and Distributions**, New Jersey, v. 21, n. 1, p. 23-35, 2014.

CALABRESE, J. M.; CERTAIN, G.; KRAAN, C.; DORMANN, C. F. Stacking species distribution models and adjusting bias by linking them to macroecological models. **Global Ecology and Biogeography**, New Jersey, v. 23, n. 1, p. 99-112, 2014.

CALAÇA, A. M.; MELO, F. R.; MARCO JUNIOR, P.; JÁCOMO, A. T. A.; SILVEIRA, L. A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. **Neotropical Biology and Conservation**, São Leopoldo, v. 5, n. 1, p. 31-38, 2010. doi: 10.4013/nbc.2010.51.05.

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L.C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010.

CAMPBELL, C. A.; HILDERBRAND, R. H. Using maximum entropy to predict suitable habitat for the endangered dwarf wedgemussel in the Maryland Coastal Plain. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, New Jersey, v. 27, n. 2, p. 462-475, 2016.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. Brasília: Embrapa - SPI, 1994.

CARVALHO, P. E. R. **Canela-sassafrás**. Circular Técnica. Colombo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, n. 110, 2005.

CARVALHO, T. M.; CARVALHO, C. M. Sistemas de informações geográficas aplicadas à descrição de habitats. **Acta Scientiarum. Human and Social**, Maringá, v. 34, n. 1, p. 79-90, 2012.

CASTELNOU, A. M. N. Parques urbanos de Curitiba: de espaços de lazer a objetos de consumo. **Cadernos de Arquitetura e Urbanismo**, Belo Horizonte, v. 13, n. 14, p. 53-73, 2006.

CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA FLORA (CNCFLORA). **Lista vermelha**. 2018. Disponível em: <<http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>>. Acesso em: 02 fev. 2018.

CHETAN, N.; PRAVEEN, K. K.; VASUDEVA, G. K. Delineating ecological boundaries of hanuman langur species complex in peninsular India using MaxEnt modeling approach. **PLoS ONE**, São Francisco, v. 9, n. 2, p. 1-12, 2014.

CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL (CRIA). **SpeciesLink**. 2017. Disponível em: <<http://splink.cria.org.br/project?criaLANG=pt>>. Acesso em: 12 out. 2017.

CETNARSKI FILHO, R.; NOGUEIRA, A. C. Temperature influence on the germination of diaspores of *Ocotea odorifera* (Vellozo) Rohwer (canela-sassafras). **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 15, n. 2, p. 191-198, 2005.

COELHO, G.; CARVALHO, L. M. T.; GOMIDE, L. R. Modelagem preditiva de distribuição de espécies pioneiras no Estado de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 51, n. 3, p. 207-214, 2016.

CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA (CDB). **Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, incluidas las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica**. 2016. Disponível em: <<https://www.cbd.int/sp/>>. Acesso em: 15 jun. 2018.

CORRÊA, L. C.; TERUYA JUNIOR, H.; DALMAS, F. B.; PARANHOS FILHO, A.C. Análise da paisagem da região de Dois Irmãos de Buriti, Mato Grosso do Sul. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, Rio de Janeiro, v. 40, n. 3, p. 181-190, 2017.

COSTA, T. R.; MOURA, C. C.; MACHADO, E. L. M.; BUENO, M. L. Modelagem preditiva da espécie *Lychnophora pohlii* no estado de Minas Gerais. **Nativa**, Sinop, v. 6, n. 1, p. 100-106, 2018.

CRUZ-CÁRDENAS, G.; VILLASEÑOR, J. L.; LÓPEZ-MATA, L.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; ORTIZ, E. Selección de predictores ambientales para el modelado de la distribución de especies en Maxent. **Chapingo**, Texcoco, v. 20, n. 2, p.187-201, 2014.

CURITIBA. Lei n. 9804, de 03 de janeiro de 2000. Cria o sistema de unidades de conservação do município de Curitiba e estabelece critérios e procedimentos para implantação de novas unidades de conservação. **Diário Oficial do Município**. Curitiba, 2000.

CURITIBA. **Recursos hídricos**. 2010. Disponível em: <<http://multimidia.curitiba.pr.gov.br/2010/00085317.pdf>>. Acesso em: 23 nov. 2018.

CURITIBA. Lei nº 12.080, de 19 de dezembro de 2006. Cria a Reserva Particular do Patrimônio Natural Municipal - RPPNM. 2006. **Diário Oficial do Município**. Curitiba, 2006.

CURITIBA. **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica Curitiba – PR**. 2012. Disponível em: <<http://multimidia.curitiba.pr.gov.br/2012/00125055.pdf>>. Acesso em: 26 mai. 2017.

CURITIBA. Lei n. 14.587, de 14 de janeiro de 2015. Reestrutura o programa das Reservas Particulares do Patrimônio Natural Municipal - RPPNM no município de Curitiba, revoga as leis nº 12.080, de 19 de dezembro de 2006 e lei nº 13.899, de 9 de dezembro de 2011. **Diário Oficial do Município**. Curitiba, 2015.

CURITIBA. Lei nº 15.047, de 25 de agosto de 2017. Inclui inciso X ao art. 3º da Lei nº 9.804, de 3 de janeiro de 2000, que Cria o Sistema de Unidades de Conservação do Município de Curitiba e estabelece critérios e procedimentos para implantação de novas unidades de conservação. **Diário Oficial do Município**. Curitiba, 2017.

CURITIBA. **Perfil de Curitiba**. 2018. Disponível em: <<https://www.curitiba.pr.gov.br/conteudo/perfil-da-cidade-de-curitiba/174>>. Acesso em: 28 nov. 2018.

DALMASO, C. A.; INOUE, M. T. OLIVEIRA FILHO, P. C.; MARCELINO, V. R. Padrões espaciais na regeneração de *Ocotea odorifera* na Floresta Nacional de Irati, PR. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 2, p. 301-312, 2013.

DALMASO, C. A.; MARQUES, R.; LINGNAU, C.; MARCELINO, V. R.; PINTO, C. B.; BIANCHIN, J. E. Indicadores de paisagem da bacia do Rio Iraí na região metropolitana de Curitiba (PR). **Floresta**, Curitiba, v. 47, n. 4, p. 437-448, 2017.

DARIO, F. R. Avifauna em fragmento florestal localizado na região metropolitana de São Paulo. **Atualidades Ornitológicas On-line**, Ivaiporã, v. 168, p. 33-41, 2012.

DEARBORN, D. C.; KARK, S. Motivations for conserving urban biodiversity. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 24, n. 2, p. 432-440, 2010.

DOUROJEANNI, M. J.; PÁDUA, M. T. J. **Biodiversidade**: a hora decisiva. 2 ed. Curitiba: Ed. UFPR, 2015.

DUARTE, A.; JENSEN, J. L. R.; HATFIELD, J. S.; WECKERLY, F. W. Spatiotemporal variation in range-wide golden-cheeked warbler breeding habitat. **Ecosphere**, New Jersey, v. 4, n. 12, p. 1-12, 2013.

FANINI, N. M. **Atlas geográfico do município de Curitiba**. 2008. Disponível em: <<http://www.diaadiaeducacao.pr.gov.br/portals/pde/arquivos/1128-2.pdf>>. Acesso em: 30 mar. 2018.

FARIAS, A. R.; MINGOTI, R.; VALLE, L. B.; SPADOTTO, C. A.; LOVISI FILHO, E. **Identificação, mapeamento e quantificação das áreas urbanas do Brasil**. Colombo: Embrapa Florestas, 2017.

FARINA, A. **Landscape ecology in action**. New York: Springer, 2000.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.

- FERNANDES, J. P.; GUIOMAR, N.; FREIRE, M.; GIL, A. Applying an integrated landscape characterization and evaluation tool to small islands (Pico, Azores, Portugal). **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, Lisboa, v. 14, n. 2, p. 243-266, 2014.
- FERREIRA, A. C.; SANTOS, A. F.; VOGEL, H. F. Investigação bibliográfica e análise do potencial de dispersão de sementes por aves frugívoras no Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 18, n. 2, 2017.
- FERREIRA, L. C. **Modelos de distribuição em escala fina**: metodologia de validação em campo e aplicação para espécies arbóreas. 112f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.
- FERRER-SÁNCHEZ, Y.; RODRÍGUEZ-ESTRELLA, R. How rare species conservation management can be strengthened with the use of ecological niche modelling: the case for endangered endemic Gundlach's Hawk and Cuban Black-Hawk. **Global Ecology and Conservation**, Amsterdam, v. 5, p. 88-99, 2016.
- FIGUEIREDO, S. D. M.; VENTICIQUE, E.; FIGUEIREDO, E. O.; FERREIRA, E. J. L. Predição da distribuição de espécies florestais usando variáveis topográficas e de índice de vegetação no leste do Acre, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 45, n. 2, p. 167-174. 2015.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Global forest resources assessment 2015**: how are the world's forests changing? 2nd ed. Roma: FAO, 2016.
- FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: J. Wiley, 1986.
- FORMAN, R. T. T. The urban region: natural systems in our place, our nourishment, our home range, our future. **Landscape Ecology**, Cham, v. 23, p. 251-253, 2008. doi: 10.1007/s10980-008-9209-8.
- FRANCISCO, M.; GALETTI, M. Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n.1, p.11-17, 2002.
- FRANKLIN, J. **Mapping species distributions**: spatial inference and prediction. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.
- GARCÍA, D. Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. **Ecosistemas**, Móstoles, v. 20, n. 2, p. 1-10, 2011.

GIANNINI, T. C.; SIQUEIRA, M. F.; ACOSTA, A. L.; BARRETO, F. C. C.; SARAIVA, A. M.; ALVES-DOS-SANTOS, I. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 63, n. 3, p. 733-749, 2012.

GOLUNSKI, C. M.; MIOTTO, S. P. S.; VALÉRIO JUNIOR, C.; CORAZZA, T.; MIELNICZKI-PEREIRA, A. A.; MOSSI, A. J.; BUDKE, J. C.; CANSIAN, R. L. Diversidade e estrutura genética em *Ocotea odorifera* (vell.) Rohwer (Lauraceae) no sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim, v. 39, n. 145, p. 41-52, 2015.

GOMES, V. H. F. **Modelagem de distribuição de espécies comerciais da flora ameaçadas no Estado do Pará**: um enfoque sobre as unidades de conservação. 51f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Naturais e Desenvolvimento Local na Amazônia) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2012.

GOSZ, J. R. Ecological functions in a biome transition zone: translating local responses to broad-scale dynamics. In: HANSEN, A. J.; CASTRI, F. (Ed). **Landscape boundaries**: consequences for biotic diversity and ecological flows. New York: Springer, 1992. p. 55-75.

GRANDTNER, M. M.; CHEVRETTE, J. **Dictionary of trees**: South America Nomenclature, Taxonomy and Ecology. Vol. 2. Boston: Academic Press, 2013.

GRISE, M. M. **Caracterização da floresta urbana de Curitiba-PR por meio de sensoriamento remoto de alta resolução espacial**. 147f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

GRISE, M. M.; BIONDI, D.; ARAKI, H. A floresta urbana da cidade de Curitiba, PR. **Floresta**, Curitiba, v. 46, n. 4, p. 425-438, 2016a. doi: 10.5380/rf.v46i3.42212

GRISE, M. M.; BIONDI, D.; ARAKI, H. Distribuição espacial e cobertura de vegetação das tipologias de áreas verdes de Curitiba, PR. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 23, n. 4, p. 498-510, 2016b. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.127715>

HATSCHBACH, G. G.; ZILLER, S. R. **Lista vermelha de plantas ameaçadas de extinção no Estado do Paraná**. Curitiba: SEMA/GTZ, 1995.

HAHS, A. K. et al. A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 11, p. 1165-1173, 2009.

HEMERY, L. G.; MARION, S. R.; ROMSOS, C. G.; KURAPOV, A. L.; HENKEL, S. K. Ecological niche and species distribution modelling of sea stars along the Pacific Northwest continental shelf. **Diversity and Distributions**, New Jersey, v. 22, n. 12, p. 01-14, 2016. doi: 10.1111/ddi.12490

HENTZ, A. M. K.; DALLA CORTE, A. P.; BLUM, C. T.; SANQUETTA, C. R. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da bacia hidrográfica do rio Iguaçu – PR, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 11, n. 21, p. 883-896, 2015.

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology**, New York, v. 22, p. 415-427, 1957.

IBARRA-MONTOYA, J. L.; RANGEL-PERAZA, G.; GONZÁLEZ-FARIAS, F. A.; ANDA, J.; ZAMUDIO-RESÉNDIZ, M. E.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; MACIAS-CUELLAR, H. Modelo de nicho ecológico para predecir la distribución potencial de fitoplancton en la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, Nayarit. México. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 3, p. 60-75, 2010.

INOUE, M. T.; PUTTON, V. Macropropagação de 12 espécies arbóreas da Floresta Ombrofila Mista. **Floresta**, Curitiba, v. 37, n. 1, p. 55-61, 2007.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). Procedimento Operacional Padrão - POP 005, 20 de junho de 2008. **Lista Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção do Paraná**. 2008. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Atividades/POP5_LISTA_OFICIAL_ESPECIES_EXTINCAO.pdf>. Acesso em: 01 dez. 2018.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ (ÁGUAS PARANÁ). **Sistema de Informações Hidrológicas**. 2017. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br/pagina-264.html>>. Acesso em: 18 jul. 2017.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Nossa Curitiba**: perfil físico-territorial e socioeconômico da cidade de Curitiba, 2015. Curitiba: IPPUC, 2015.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Arquivo *shapefile* de pedologia**. Curitiba, 2017. Fornecido.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Arquivos *shapefile* de áreas verdes de Curitiba**. 2018a. Disponível em: <<http://ippuc.org.br/geodownloads/geo.htm>>. Acesso em: 22 jul. 2018.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Curitiba em dados**: características climáticas de Curitiba. 2018b. Disponível em: <http://curitibaemdados.ippuc.org.br/anexos/2001%20desde%201998_Caracter%C3%ADsticas%20Clim%C3%A1ticas%20de%20Curitiba.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2018.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Curitiba em dados**: características do relevo de Curitiba. 2018c. Disponível em: <http://curitibaemdados.ippuc.org.br/anexos/2001_Caracter%C3%ADsticas%20do%20Relevo%20de%20Curitiba.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2018.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Rede de Referência Cadastral Municipal**: Monografia de Marco Geodésico de Apoio Imediato. 2018d. Disponível em: <http://ippuc.org.br/geodownloads/monografias_marcos/101-3.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2018.

INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOLOGIA DO PARANÁ (ITCG). **Arquivos shapefile de fitogeografia e geologia de Curitiba**. Curitiba, 2017. Fornecido.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **TopoData**. 2011. Disponível em: <<http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>>. Acesso em: 18 jul. 2017.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **Introduction**. 2012. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/about/introduction>>. Acesso em: 05 dez. 2017.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **The IUCN Red List of Threatened Species: Strategic Plan 2013 - 2020**. 2013. Disponível em: <http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/keydocuments/red_list_strategic_plan_2013_2020.pdf>. Acesso em: 06 ago. 2017.

JACKSON, V. L.; LAACK, L. L.; ZIMMERMAN, E. G. Landscape metrics associated with habitat use by ocelots in South Texas. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 69, n. 2, p. 733-738, 2005.

JESUS, S.; BUZZATO, A. C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Nidificação de *Ramphastos dicolorus* (Linnaeus, 1766) (AVES: Ramphastidae) na região metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná. **Ornithologia**, Cabedelo, v. 5, n. 1, p. 19-25, 2012.

JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; LOBO, J. M.; HORTAL, J. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. **Diversity and Distributions**, New Jersey, v. 14, n. 6, p. 885-890, 2008.

JULIANO, A. M. RPPN - A propriedade socioambiental. In: LIMA, G. S.; BONTEMPO, G.; ALMEIDA, M.; GONÇALVES, W. (Orgs.). **Gestão, pesquisa e conservação em áreas protegidas**. Viçosa: os organizadores, 2012. p. 29-52.

KAMINO, L. H. Y. **Modelos de distribuição geográfica potencial: aplicação com plantas ameaçadas de extinção da Floresta Atlântica**. 133f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

KAMINO, L. H. Y.; MARCO JÚNIOR, P.; RANGEL, T. F.; AMARAL, S.; SIQUEIRA, M. F.; GIOVANNI, R.; STEHMANN, J. R.; HORTAL, J. The application of species distribution models in the megadiverse Neotropics poses a renewed set of research questions. **Frontiers of Biogeography**, Oakland, v. 4, n. 1, p. 7-10, 2012a.

KAMINO, L. H. Y.; SIQUEIRA, M. F.; SÁNCHEZ-TAPIA, A.; STEHMANN, J. R. Reassessment of the extinction risk of endemic species in the neotropics: how can modelling tools help us? **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, p. 191-198, 2012b.

KEIL, S. S.; REISSMANN, C. B.; PÉLLICO NETTO, S. Canela sassafrás (*Ocotea odorifera*): bioecologia e uso sustentável-avaliação nutricional do sassafrás - estudo preliminar. **Estudos de Biologia**, Curitiba, v. 28, n. 64, p. 37-47, 2006.

KERR, J. T.; KULKARNI, M.; ALGAR, A. Integrating theory and predictive modeling for conservation research In: DREW, C. A.; WIERSMA, Y. F.; HUETTMANN, F. (Ed.). **Predictive species and habitat modeling in landscape ecology**: concepts and applications. New York: Springer, 2011. p. 9-28.

KLEIN, R. M.; HATSCHBACH, G. Fitofisionomia e notas sobre a vegetação para acompanhar a planta fitogeográfica do município de Curitiba e arredores (Paraná). **Boletim da Universidade do Paraná. Geografia Física**, Curitiba, n. 4, 1962.

KHANUM, R.; MUMTAZ, A. S.; KUMAR, S. Predicting impacts of climate change on medicinal asclepiads of Pakistan using Maxent modeling. **Acta Oecologica**, Paris, v. 49, p. 23-31, 2013.

KOZERA, C.; DITTRICH, V. A. O.; SILVA, S. M. Fitossociologia do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, Curitiba, PR, BR. **Floresta**, v. 36, n. 2, p. 225-237, 2006.

LAHOZ-MONFORT, J. J.; GUILLERA-ARROITA, G.; WINTLE, B. A. Imperfect detection impacts the performance of species distribution models. **Global Ecology and Biogeography**, Amsterdam, v. 23, n. 4, p. 504-515, 2014.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos. 2009.

LEAL, L. **A influência da vegetação no clima urbano da cidade de Curitiba - PR**. 172f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

LEPCZYK, C. A.; ARONSON, M. F. J.; EVANS, K. L.; GODDARD, M. A.; LERMAN, S. B.; MACIVOR, J. S. Biodiversity in the City: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. **BioScience**, Washington, v. 67, n. 9, p. 799-807, 2017.

LIMA, I. S. C. **A influência da estrutura da paisagem, conectividade da paisagem e da qualidade do fragmento florestal sobre as propriedades das redes de aves frugívoras em ambiente urbano**. 64f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

LIMA, P. C. A. D.; FRANCO, J. L. D. A. As RPPNs como estratégia para a conservação da biodiversidade: o caso da Chapada dos Veadeiros. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 26, n. 1, p. 113-125, 2014.

LIMA, W. P. **Plantios de canela-sassafrás** [Mensagem pessoal]. Mensagem recebida por: <allan.nunho@ufpr.br>. 30 jul. 2018.

LOIOLA, M.; CRUZ, I. C.; LEÃO, Z. M.; KIKUCHI, R. K. Definition of priority areas for the conservation of a coastal reef complex in the eastern Brazilian coast. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, Lisboa, v. 14, n. 4, 2014.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Editora Plantarum: Nova Odessa, 1992.

LOYOLA, R.; MACHADO, N.; VILA NOVA, D.; MARTINS, E.; MARTINELLI, G. **Áreas prioritárias para conservação e uso sustentável da flora brasileira ameaçada de extinção**. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico, 2014.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. 4. ed. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2017.

MACIEL, T. T.; BARBOSA, B. C. Áreas verdes urbanas: história, conceitos e importância ecológica. **CES Revista**, Juiz de Fora, v. 29, n. 1, p. 30-42, 2015.

MARCO JÚNIOR, P.; SIQUEIRA, M. F. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 5, n. 1-2, p. 65-76, 2009.

MARQUES, M. C. M.; SILVA, A. C. L.; RAJÃO, H.; ROSADO, B. H. P.; BARROS, C. F.; OLIVEIRA, J. A.; FINOTTI, R.; NECKEL-OLIVEIRA, S.; AMORIM, A.; CERQUEIRA, R.; BERGALLO, H. G. Mata Atlântica: o desafio de transformar um passado de devastação em um futuro de conhecimento e conservação. In: PEIXOTO, A. L.; LUZ, P. R. J.; BRITO, M. A. (Orgs). **Conhecendo a biodiversidade**. Brasília: MCTIC, CNPq, PPBio, 2016. p. 50-67.

MARTINELLI, G.; VALENTE, A. S. M.; MAURENZA, D.; KUTSCHENKO, D. C.; JUDICE, D. M.; SILVA, D. S. et al. Avaliações de risco de extinção de espécies da flora brasileira. In: MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. **Livro Vermelho da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. p. 60-103.

MARTINS, E. M. **Conservação de *Ocotea catharinensis*, *O. odorifera* e *O. porosa***: espécies de Lauraceae ameaçadas de extinção. 154f. Tese (Doutorado em Botânica) - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro / Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro, 2016.

MATEO, R. G.; FELICÍSIMO, A. M.; MUÑOZ, J. Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. **Revista Chilena de Historia Natural**, Santiago, v. 84, p. 217-240, 2011.

MCBRIDE, J. R. **The world's urban forests**: history, composition, design, function and management. Cham: Springer, 2017.

MCDONALD, R. I.; MARCOTULLIO, P. J.; GÜNERALP, B. Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. In: ELMQVIST, T.; FRAGKIAS, M.; GOODNESS, J.; GÜNERALP, B.; MARCOTULLIO, P.J.; MCDONALD, R. I.; PARNELL, S.; SCHEWENIUS, M.; SENDSTAD, M.; SETO, K.C.; WILKINSON, C. (Ed.). **Urbanization, biodiversity and ecosystem services**: challenges and opportunities. New York: Springer, 2013. p. 31-52.

MCGARIGAL, M.; MARKS, B. J. **Fragstats**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. 1995. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.marks.1995.pdf>>. Acesso em: 30 mar. 2018.

MELLO, K.; TOPPA, R. H.; CARDOSO-LEITE, E. Priority areas for forest conservation in an urban landscape at the transition between Atlantic Forest and Cerrado. **Cerne**, Lavras, v. 22, n. 3, p. 277-288, 2016.

MEROW, C.; SMITH, M. J.; SILANDER JUNIOR, J. A. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. **Ecography**, New Jersey, v. 36, n. 10, p. 1058-1069, 2013.

METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 2, p. 11-23, 2006.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JR., L.; VALLADARES-PÁDUA, C.; RUDRAN, R. (Eds.). **Métodos de estudos em Biologia da Conservação e manejo da vida silvestre**. 2. Ed. Curitiba: Ed. UFPR. 2012. p. 423-454.

MIELKE, E. C.; NEGRELLE, R. R. B.; CUQUEL, F. L.; LIMA, W. P. Espécies exóticas invasoras arbóreas no parque da Barreirinha em Curitiba: registro e implicações. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 2, p. 327-336, 2015.

MITTERMEIER, R. A.; TURNER, W. R.; LARSEN, F. W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Ed.). **Biodiversity hotspots**: distribution and protection of conservation priority areas. New York: Springer, 2011. p. 3-22.

MORALES, N. S.; FERNÁNDEZ, I. C.; BACA-GONZÁLEZ, V. MaxEnt's parameter configuration and small samples: are we paying attention to recommendations? A systematic review. **PeerJ**, London, v. 5, p. 1-16, 2017.

MORERA-CHACÓN, B. H. Distribución potencial de *Musa velutina* (Musaceae) en las áreas silvestres protegidas de Costa Rica. **Revista Geográfica de América Central**, Heredia, v. 1, n. 54, p. 171-181, 2015.

MÜLLER, N.; IGNATIEVA, M.; NILON, C. H.; WERNER, P.; ZIPPERER, W. C. Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design. In: ELMQVIST, T.; FRAGKIAS, M.; GOODNESS, J.; GÜNERALP, B.; MARCOTULLIO, P.J.; MCDONALD, R. I.; PARNELL, S.; SCHEWENIUS, M.; SENDSTAD, M.; SETO, K.C.; WILKINSON, C. (Ed.). **Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities**. New York: Springer, 2013. p. 123-174.

MURPHY, H. T.; LOVETT-DOUST, J. Accounting for regional niche variation in habitat suitability models. **Oikos**, New Jersey, v. 116, p. 99-110, 2007. doi: 10.1111/j.2006.0030-1299.15050.x,

NACIONES UNIDAS (NU). **Convenio Sobre la Diversidad Biológica**. 1992. Disponível em: <<https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>>. Acesso em: 24 ago. 2018.

NEKARIS, K. A. I.; ARNELL, A. P.; SVENSSON, M. S. Selecting a conservation surrogate species for small fragmented habitats using ecological niche modelling. **Animals**, Basel, v. 5, n. 1, p. 27-40, 2015.

NOWAK, D. J.; GREENFIELD, E. J. Urban forests. In: SHIFLEY, S. R.; MOSER, W. K. (Ed's). **Future forests of the northern United States**. Delaware County: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, 2016. p. 271-298.

OLIVEIRA, J. C. C.; BARBOSA, J. H. C. **Roteiro para criação de unidades de conservação municipais**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010.

ONIKURA, N.; NAKAJIMA, J.; INUI, R.; KANETO, J. Priority maps for protecting the habitats of threatened freshwater fishes in urban areas: a case study of five rivers in the Fukuoka Plain, northern Kyushu Island, Japan. **Ichthyological Research**, Tokyo, v. 63, n. 3, p. 347-355, 2016.

ORELLANA, E.; KOEHLER, A. B. Relações morfométricas de *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 229-237, 2008.

OSORIO-ALMANZA, L.; BURBANO-FIGUEROA, O.; ARCILA, M. A.; VÁSQUEZ, A. M.; ROMERO, F. Distribución espacial del riesgo potencial de marchitamiento del aguacate causado por *Phytophthora cinnamomi* en la subregión de Montes de María, Colombia. **Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas**, Tunja, v. 11, n. 2, p. 273-285, 2017.

PANASOLO, A.; PETERS, E. L.; NUNES, M. S. **Áreas verdes urbanas à luz da nova legislação florestal: proteção, intervenção, hipóteses de uso e regularização fundiária**. Curitiba: Ambiente Juris, 2016.

PANDO, B. B.; GILES, J. P. Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la península Ibérica. **Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, Barcelona, v. 7, p. 100-119, 2007.

- PEARSON, R. G.; RAXWORTHY, C. J.; NAKAMURA, M.; TOWNSEND, A. P. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 34, n. 1, p. 102-117, 2007.
- PHILLIPS, S.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning, **ACM Press**, New York, 2004. p. 655-662.
- PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 190, n. 3-4, p. 231-259, 2006.
- PINHO, P.; MORETTI, M.; LUZ, A. C.; GRILO, F.; VIEIRA, J.; LUÍS, L.; ROSALINO, L. M.; MARTINS-LOUÇÃO, A. M.; SANTOS-REIS, M.; CORREIA, O.; GARCIA-PEREIRA, P.; GONÇALVES, P.; MATOS, P.; CARVALHO, R. C.; REBELO, R.; DIAS, T.; MEXIA, T.; BRANQUINHO, C. Biodiversity as support for ecosystem services and human wellbeing. In: PEARLMUTTER, D.; CALFAPIETRA, C.; SAMSON, R.; O'BRIEN, L.; OSTOIC, S. K.; SANESI, G.; AMO, R. A. **The Urban Forest: cultivating green infrastructure for people and the environment**. Cham: Springer, 2017. p. 67-78.
- PINTO, L. P.; HIROTA, M.; GUIMARÃES, E.; FONSECA, M.; MARTINEZ, D. I.; TAKAHASHI, C. K. **Unidades de Conservação Municipais da Mata Atlântica**. Relatório técnico. São Paulo: SOSMA, 2017.
- PIO, B. L. A. **Comparação da distribuição geográfica potencial de buriti, *Mauritia flexuosa* L. (Araceae) gerada por diferentes modelos preditivos**. 94f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2009.
- POTTKER, G. S.; OLIVEIRA FILHO, P. C.; FIGUEIREDO FILHO, A.; DALMASO, C. A. Padrão espacial de espécies florestais: estudo de caso com *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1097-1106, 2016.
- PRATES, A. P. L.; IRVING, M. A. Conservação da biodiversidade e políticas públicas para as áreas protegidas no Brasil: desafios e tendências da origem da CDB às metas de Aichi. **Revista Brasileira de Políticas Públicas**, Brasília, v. 5, n. 1, p. 28-58, 2015.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001.
- QUINET, A.; KUTSCHENKO, D. C.; BARROS, F. S. M.; MORAES, M. M. V.; FERNANDEZ, E. P.; MESSINA, T. Lauraceae. In: MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. (Orgs). **Lista Vermelha da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. p. 591-606.
- R CORE TEAM. **The R Project for Statistical Computing**. 2017. Disponível: <<https://www.r-project.org/>>. Acesso em: 15 ago. 2017.

RABELLO, A.; RAMOS, F. N.; HASUI, E. Efeito do tamanho do fragmento na dispersão de sementes de copaíba (*Copaifera langsdorffii* Delf.). **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 1, p. 47-54, 2010.

RAMOS, A. B. R. **Aplicación de modelos de distribución geográfica para la conservación y reintroducción en el hábitat natural de *Lychnophora ericoides*: especie amenazada de extinción en los cerrados (sábanas brasileñas)**. 94f. Disertación (Maestría em Conservación y Gestión del Medio Natural) – Universidad Internacional de Andalucía, Sevilla, 2011.

REYERS, B.; FAIRBANKS, D. H. K.; JAARSVELD, A. S.; THOMPSON, M. Priority areas for the conservation of South African vegetation: a coarse-filter approach. **Diversity and Distributions**, New Jersey, v. 7, n. 1-2, p. 79-95, 2001.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 142, p. 1141-1153, 2009. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. J. The brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Ed.). **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. New York: Springer, 2011. p. 405-434.

RIZZINI, C. T.; MORS, W. B. **Botânica econômica brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 1995.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 24, p. 75-92, 2002.

ROSA, M.; PATERNOST, F.; MAZIN, V.; ROSA, E. R.; FREITAS, J. **Bioma Mata Atlântica: Relatório Final da coleção 1**. 2016. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/mapbiomas-costage/Base+de+dados/Metodologia/RelatorioColecao1_mata_atlantica_abril2016_v4.pdf>. Acesso em: 18 fev. 2018.

SAKATA, F. G. **Paisagismo urbano: requalificação e criação de imagens**. São Paulo: EdUSP, 2011.

SALBITANO, F.; BORELLI, S.; CONIGLIARO, M.; CHEN, Y. **Directrices para la silvicultura urbana y periurbana**. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2017.

SANTA-CATARINA, C.; MACIEL, S. C.; PEDROTTI, E. L. Germinação *in vitro* e embriogênese somática a partir de embriões imaturos de canela sassafrás (*Ocotea odorifera* Mez). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 4, p. 501-510, 2001.

SAVINO, C. D. **Potencial de producción de grana cochinilla (*Dactylopius coccus* Costa) en la Provincia de Santiago del Estero, Argentina**. 120f. Tesis (Doctorado em Ciencias Forestales) – Universidad Nacional de Santiago del Estero, Santiago del Estero, 2016.

SAYRE, R.; ROCA, E.; SEDAGHATKISH, G.; YOUNG, B.; KEEL, S.; ROCA, R.; SHEPPARD, S. **Natureza em foco: avaliação ecológica rápida**. Island Press, Washington, 2003.

SCHMITT, C. B. A tough choice: approaches towards the setting of global conservation priorities. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Ed.). **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. New York: Springer, 2011. p. 23-42.

SELUSNIAKI, M.; ACRA, L. A. O componente arbóreo-arbustivo de um remanescente de Floresta com Araucária no município de Curitiba, Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 3, p. 593-602, 2010.

SHCHEGLOVITOVA, M.; ANDERSON, R. P. Estimating optimal complexity for ecological niche models: a jackknife approach for species with small sample sizes. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 269, p. 9-17, 2013.

SHIFLEY, S. R.; AGUILAR, F. X.; SONG, N.; STEWART, S. I.; NOWAK, D. J.; GORMANSON, D. D.; MOSER, W. K.; WORMSTEAD, S.; GREENFIELD, E. J. **Forests of the Northern United States**. Newtown Square: USDA Forest Service, 2012.

SIQUEIRA, M. F. **Uso de modelagem de nicho fundamental na avaliação do padrão de distribuição geográfica de espécies vegetais**. 117f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

SILVA, M. S. F.; SOUZA, R. M. Padrões espaciais de fragmentação florestal na Flona do Ibura–Sergipe. **Mercator**, Fortaleza, v. 13, n. 3, p. 121-137, 2014.

SILVA, T. R. **Modelagem de nicho ecológico para espécies arbóreas raras em área sob impactos antrópicos no Sudoeste da Amazônia Brasileira**. 68f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

SILVA, T. R.; MEDEIROS, M. B.; NORONHA, S. E.; PINTO, J. R. P. Species distribution models of rare tree species as an evaluation tool for synergistic human impacts in the Amazon rainforest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 40, n. 4, p. 963-971, 2017.

SOBRAL-SOUZA, T.; VANCINE, M. H.; RIBEIRO, M. C.; LIMA-RIBEIRO, M. S. Efficiency of protected areas in Amazon and Atlantic Forest conservation: a spatio-temporal view. **Acta Oecologica**, Paris, v. 87, p. 1-7, 2018.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, New Jersey, v. 90, n. 1, p. 7-19. 2000.

TOLEDO, M. G. T.; ALQUINI, Y.; NAKASHIMA, T. Anatomia caulinar de *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (Lauraceae) da região metropolitana de Curitiba. **Revista Brasileira de Farmácia**, Rio de Janeiro, v. 85, n. 2, p. 41-44, 2004.

TÔRRES, N. M.; VERCILLO, U. E. Como ferramentas de modelagem de distribuição de espécies podem subsidiar ações de governo? **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, p. 228-230, 2012.

TRZYNA, T. **Áreas protegidas urbanas**: perfis e diretrizes para melhores práticas. Gland: UICN, 2017.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Landscape ecology in theory and practice pattern and process**. 2nd ed. New York: Springer, 2015.

UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA Y DE LOS RECURSOS NATURALES (UICN). **Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN**. 2 ed. Gland: UICN, 2012.

UNITED NATIONS HUMAN SETTLEMENTS PROGRAMME (UN-HABITAT). **World Cities Report 2016 – Key findings and messages urbanization and development**: emerging futures. Nairobi: UN-Habitat, 2016.

UNITED NATIONS (UN). **World Urbanization Prospects**: the 2018 revision. 2018. Disponível em: <<https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-KeyFacts.pdf>>. Acesso em: 12 mai. 2018.

URBINA-CARDONA, J. N.; FLORES-VILLELA, O. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 24, n. 4, p. 1031-1041, 2010.

VANCINE, M. H. **Tutorial de análises preliminares e gráficas no R para modelos de nicho ecológico**. UNESP: Rio Claro, 2016.

VELAZCO, S. J. E.; GALVÃO, F.; VILLALOBOS, F.; MARCO JÚNIOR, P. Using worldwide edaphic data to model plant species niches: an assessment at a continental extent. **PloS One**, São Francisco, v. 12, n. 10, p. 1-24, 2017.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de Floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 515-525, 2011.

VIEIRA, R. F. Conservation of medicinal and aromatic plants in Brazil. In: JANICK, J. **New crops and new uses**: biodiversity and agricultural sustainability. ASHS Press: Alexandria, 1999. p. 152-159.

VOLOTÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial – Métricas do Fragstats**. INPE: São José dos Campos. 1998.

WILLIS, K. J. **State of the world's plants 2017**. Report. Royal Botanic Gardens, Kew, 2017.

WINK, C.; MONTEIRO, J. S.; REINERT, D. J.; LIBERALESSO, E. Parâmetros da copa e a sua relação com o diâmetro e altura das árvores de eucalipto em diferentes idades. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 40, n. 93, p. 057-067, 2012.

WREGE, M. S.; STEINMETZ, S.; REISSER JÚNIOR, C.; ALMEIDA, I. R. **Atlas climático da região Sul do Brasil**: Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Brasília: EMBRAPA, 2012.

WU, J. Toward a landscape ecology of cities: beyond buildings, trees, and urban forests. In: ANDERSON, B. N.; HOWARTH, R. W.; WALKER, L. R. (Ed.). **Ecology, planning, and management of urban forests**: International Perspectives. New York: Springer, 2008. p. 10-28.

YANG, X. Q.; KUSHWAHA, S. P. S.; SARAN, S.; XU, J.; ROY, P. S. Maxent modeling for predicting the potential distribution of medicinal plant, *Justicia adhatoda* L. in Lesser Himalayan foothills. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 51, p. 83-87, 2013.

ZAFALON, R.; SILVA, S. K. A criação de unidades de conservação como instrumento de proteção aos recursos hídricos: estudo de caso do Parque Nascentes do Belém - Curitiba PR. **Geografar**, Curitiba, v. 7, n. 2, 2012.

ZANOTELLI, P.; KISSMANN, C. Germinação de sementes de *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer: temperatura de incubação e tratamentos pré-germinativos. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 39, n. 1, p. 16-21, 2017.

ZUQUIM, G.; COSTA, F. R. C.; TUOMISTO, H.; MOULATLET, G. M.; FIGUEIREDO, F. O. G. The importance of soils in predicting the future of plant habitat suitability in a tropical forest. **Plant Soil**, Perth, v. 435, n. 1-2, p. 1-20, 2019.